Bækørredbestanden og lystfiskeriets betydning i Nørreå 2009 – 2012

Pedersen, Stig; Ravn, Henrik Dalby; Koed, Anders; Sivebæk, Finn; Aarestrup, Kim; Jepsen, Niels

Publication date:
2018

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

Citation (APA):
Pedersen, S., Ravn, H. D., Koed, A., Sivebæk, F., Aarestrup, K., & Jepsen, N. (2018). *Bækørredbestanden og lystfiskeriets betydning i Nørreå 2009 – 2012*. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua-rapport No. 327-2018
http://www.aqua.dtu.dk/Om_DTU_Aqua/Publikationer/Forskningsrapporter/Forskningsrapporter_siden_2008

Bækørredbestanden og lystfiskeriets betydning i Nørreå 2009 – 2012

DTU Aqua-rapport nr. 327-2018

Af Stig Pedersen, Henrik Dalby Ravn,
Anders Koed, Finn Sivebæk,
Kim Aarestrup og Niels Jepsen

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer

Bækørredbestanden og lystfiskeriets betydning i Nørreå 2009 – 2012

DTU Aqua-rapport nr. 327-2018

Af Stig Pedersen, Henrik Dalby Ravn, Anders Koed, Finn Sivebæk, Kim Aarestrup og Niels Jepsen

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer

Kolofon

Titel:	Bækørredbestanden og lystfiskeriets betydning i Nørreå 2009 – 2012
Forfattere:	Stig Pedersen, Henrik Dalby Ravn, Anders Koed, Finn Sivebæk, Kim Aarestrup & Niels Jepsen
DTU Aqua-rapport nr.:	327-2018
År:	Februar 2018
Forsidefoto:	Nørreå nær Slevad Bro
Reference:	Pedersen S, Ravn H D, Koed A, Sivebæk F, Aarestrup K & Jepsen, N. 2018. Bækørredbestanden og lystfiskeriets betydning i Nørreå 2009 – 2012. DTU Aqua-rapport nr. 327-2018.Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, 59 pp. + bilag
Udgivet af:	Danmark Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer,Vejlsøvej 39, 8600 Silkeborg
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-247-0

Resumé og konklusion

I 2009 – 2012 blev bækørredbestanden undersøgt på en 6,5 km lang strækning i Nørreå i Ribe Å-systemet. Formålet med undersøgelsen var, at vurdere betydning af lystfiskeriet for bækørredbestanden. Sekundært var målet at belyse bestandsdynamikken og andre faktorer af betydning for bestanden.

Undersøgelsesstrækningen blev elektrofisket hvert år i forsommeren 2009 – 2012 og i 2011 – 2012 også i efteråret. Ved befiskningerne i forsommeren 2010 – 2012 blev alle fangede ørreder ≥ 13 cm mærket med PIT mærker. Der blev indsamlet oplysninger om lystfiskeriets fangster og fiskeriindsats i 2010 – 2012. I denne periode var fiskeriet lukket på ca. halvdelen af undersøgelsesstrækningen og åbent på den anden halvdel, hvor der i 2011 – 2012 blev fisket minimum fire timer pr. uge.

Den samlede ørredbestand steg i løbet af undersøgelsesperioden fra 14 til 37 ørred pr. 100 m vandløb, og bestanden af ørred ≥ 30 cm fra 0,3 til 3,1 ørred pr. 100 m vandløb, med de højeste tætheder om efteråret.

Hovedparten af ørrederne, der blev genfanget på undersøgelsesstrækningen, flyttede sig mellem befiskningerne, men generelt kun over korte distancer: gennemsnitligt 32 m over sommeren og 373 m over et helt år, men med en maksimal registreret bevægelse på 5,4 km. Der blev registreret en minimumsudvandring fra undersøgelsesstrækningen på 9,1 % af alle mærkede ørreder i 2010.

Lystfiskeriet fangede i 2011-2012 fra maj/juni til oktober årligt mellem 6,3 – 14,1 % af ørredbestanden ≥ 30 cm, men da hovedparten af fangsten blev genudsat, var fiskeriet kun ansvarlig for en årlig dødelighed på 3,5 – 6,3 %, under forudsætning af at de genudsatte fisk overlevede.

Fiskeriet var meget størrelsesselektivt med forholdsvis flere fangster af større ørreder. Fangsterne af ørred ≥ 30 cm varierede mellem de enkelte fiskedage med mange dage uden fangst, dage med fangst af en - to ørreder og én dag med fangst af syv ørreder, svarende til 18 % af den aktuelle bestand ≥ 30 cm på daværende tidspunkt. Fangsten pr. time, der blev fisket, var uafhængig af bestandens størrelse og gennemsnitligt blev der fanget én ørred ≥ 30 cm for hver 8,5 timers fiskeri.

Minimumsoverlevelsen for ørred ≥ 30 cm var ca. 61 % i perioden fra maj/juni til oktober og ca. 25 % mellem oktober og maj/juni. For ørred i størrelsen 13 – 29 cm var overlevelsen en smule lavere.

Der blev registreret en betydelig prædation fra skarv. På rastepladser for skarv blev der genfundet 12,2 % af de mærkede ørreder, hvoraf langt de fleste blev fundet på én rasteplads ca. 10 km fra undersøgelsesområdet, men med fund op til 120 km fra undersøgelsesstrækningen. Skarven præderede fortrinsvis ørreder større end 25 cm.

Undersøgelsen konkluderer, at lystfiskeriet ikke var en vigtig faktor for bestandens størrelse i Nørreå, men at det potentielt kunne have medført en betydelig dødelighed. Generelt er rekrutteringen af yngre fisk på nogenlunde samme niveau som tilsvarende vandløb og burde ikke være begrænsende for en god

bækørredbestand. Den mest sandsynlige faktor, der var begrænsende for bestanden var høj dødelighed, der vurderes overvejende at kunne henføres til prædation og muligvis også i forbindelse med gydning.

Abstract and conclusion

During 2009 – 2012 a survey of the brown trout population was conducted on a 6.5 km section in River Nørreå, a part of the river-system Ribe Å in south-western Denmark. The aim of the survey was to determine the effect from angling on the population of resident brown trout. Secondarily, the aim was to investigate population dynamics and other factors affecting the population.

The section of the river used for the study was electrofished in the early summer 2009 – 2012 and in the autumn 2011 – 2012. At the summer fishing all trout ≥ 13 cm were PIT tagged. Information on angling catch and fishing effort was gathered from 2010 – 2012. In 2011 and 2012 the effort fishing was at least four hours per week. Fishing was only allowed on one half of the area studied, while the other half served as control.

Population density for all sizes of trout increased from 14 to 37 trout per 100 m river length during the study period. For trout ≥ 30 cm the density increased from 0.3 to 3.1 trout per 100 m river length and with highest densities in the autumn.

Trout recaptured inside the study-area in general moved only short distances; on average 32 m during summer and 373 m over one year. Maximum observed distance of movement was 5.4 km. In 2010 at least 9.1% of all tagged trout emigrating out from the study-area.

During the fishing seasons May to October 2011-2012 the angling catch was between 6.3 and 14.1 % of the trout population ≥ 30 cm (minimum legal size). However, because a part of the catch was released after capture the mortality caused by angling was only between 3.5 and 6.3 %.

Angling was highly size selective with a higher catch rate of larger trout. Catch of trout ≥ 30 cm varied between days with many days without catch, some days with capture of one – two trout and one day with catch of up to seven (18 % of the total population present). The catch per hour fished was not affected by population density and on average one trout was caught for every 8.5 fishing hour.

The minimum survival for trout ≥ 30 cm was approx. 61 % from May/June to October and approx. 25 % over the winter from October to May/June. For trout in the size range of 13 – 29.9 cm survival was a bit lower.

Predation from cormorant was considerable. A total of 12.2 % of the PIT tags were recovered under cormorant resting and roosting sites, representing an absolute minimum estimate of the total mortality from cormorants. The majority of tags were recovered at a roosting site approx. 10 km from the study-area, but tags were found up to 120 km from the study-area. Cormorant predation was size selective with trout longer than 25 cm being predated more often than smaller trout.

It is concluded that angling did not influence population density of resident brown trout in river Nørreå. However, especially in small trout populations mortality due to angling could be considerable. In general, the recruitment of younger trout is comparable to other populations streams and should not be a limiting factor

for the trout population. The most likely limiting factor for the trout population was high mortality, considered mainly to be due to cormorant predation and probably associated with spawning.

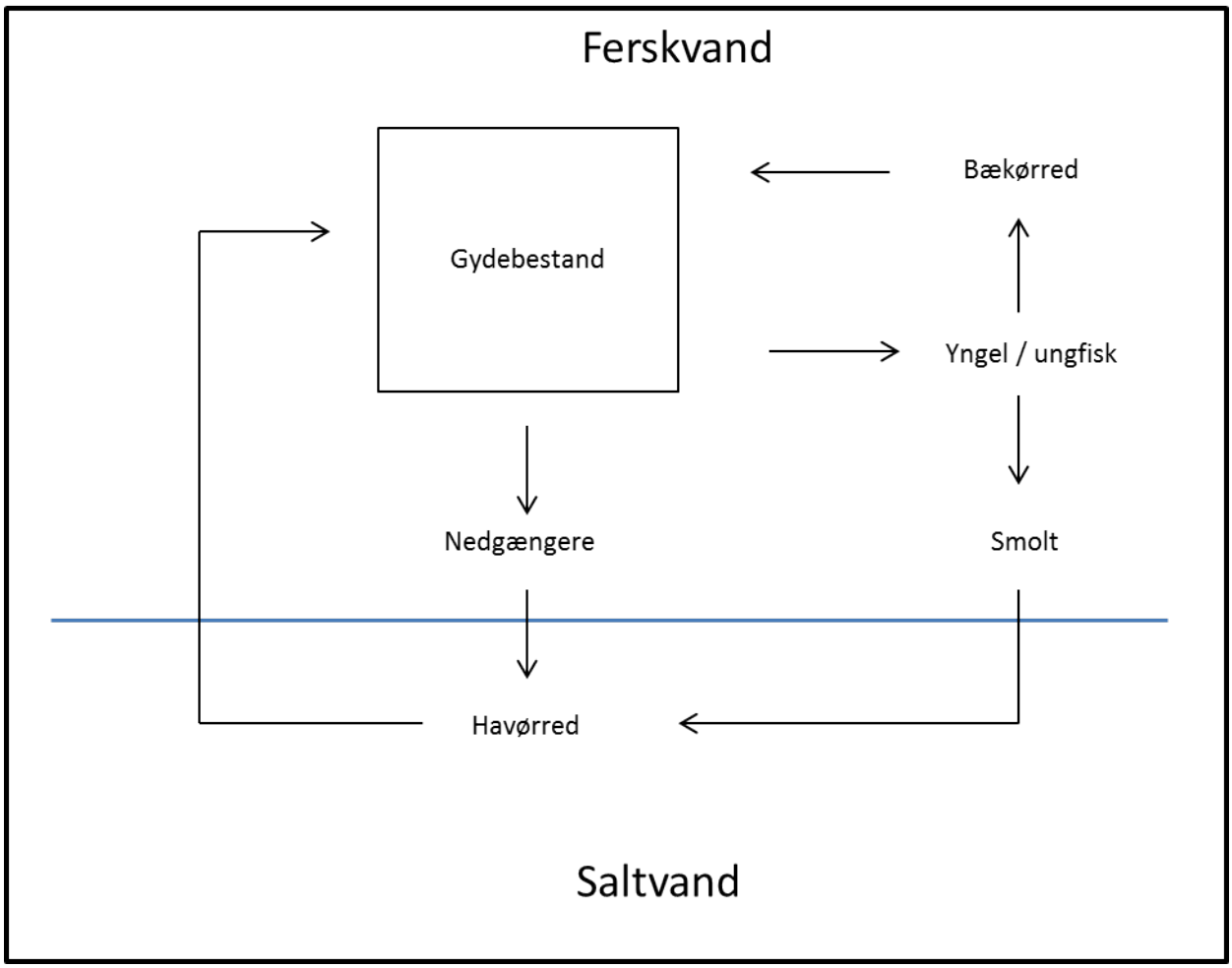
Indhold

1. Indledning

1.1 Ørredens biologi

Ørreden (*Salmo trutta*) er vidt udbredt og findes naturligt i det meste af Europa, Nord Afrika og Vest Asien (MacCrimmon et al. 1970). Foruden den naturlige udbredelse er ørreden indført til store dele af verden, hvor den trives særdeles godt. Herunder kan nævnes store dele af New Zealand, USA, Canada, Syd Amerika, Syd Afrika, Japan og Øst Rusland (Elliot 1994, Lobon-Cervia & Sanz 2017).

I Danmark er ørreden en af landets mest udbredte fiskearter. Det skyldes bl.a., at den tolererer både saltvand og ferskvand og derfor findes både i vandløb, sø og hav, hvor den har adgang til gydeområder, og der er en god vandkvalitet (Klemetsen et al. 2003).



Figur 1.1: Ørredens livscyklus og mulige livsstrategier.

Ørreden gyder i ferskvand og i efteråret/vinteren vandrer den fra sit fødesøgningshabitat til gydeområderne i dens hjemvandløb, hvor både bæk-, sø- og havørred gyder. Gydningen foregår fra oktober-februar på grusbund. Hunnen graver med nogle kraftige haleslag en fordybning i grusbunden, hvor æggene, der befrugtes af hannen, deponeres inden de efterfølgende tildækkes med grus (Haury et al. 1999). Ofte er der

flere hanner til at befrugte æggene fra én hun. En dominerende han befrugter som regel hovedparten af æggene og flere små bækørredhanner (snigere) kan befrugte en andel af æggene (Largiander et al. 2001, Garcia-Vazquez et al. 2001).

Æggene ligger i gydebanken til april – maj, hvor de klækker og den lille ørredlarve kommer frem. Larven lever de første ca. tre uger af blommesækken beskyttet i gydebanken. Når blommesækken er ved at være opbrugt forlader ynglen gydebanken for at søge føde. Efterhånden som ynglen vokser sig større og får et øget fødebehov og ændrede habitatkrav vil den sprede sig til andre områder i vandløbet (Klemetsen et al. 2003). Nogle af ungfiskene vil blive i vandløbet hele deres liv og leve som residente bækørreder og andre vil, når de er 10 – 25 cm lange efter et-flere år i ferskvand *smoltificere*, hvor de undergår en fysiologisk tilpasning til saltvand og bliver sølvblanke (Økland et al. 1993). Herefter vandrer de i forårsmånederne nedstrøms og ud i saltvand, eller en sø, hvor fødeudbuddet er større, og vokser op som hav- eller søørreder (Klemetsen et al. 2003). Havørrederne opholder sig i havet én-flere somre inden de vandrer tilbage mod gydebankerne (Jonsson & Jonsson 2002). Ørredens livscyklus er skitseret i figur 1.1.

Bækørred

Residente bækørreder vandrer også i større eller mindre grad inden for vandløbet, efterhånden som de vokser og får behov for andre fysiske forhold. Vandringen foregår ofte i nedstrøms retning, hvor fisken kan finde større vandløbsdybde og en højere fødetilgængelighed. Desuden kan bækørreder i kortere perioder opholde sig i søer i vandsystemer med indskudte søer og ligeledes i mundingen af vandløbet (Maisse og Bagliniere 1999). Altså kan forskellen mellem bæk-, sø- og havørred være hårfin og der findes mange eksempler på overlap mellem de tre former.

1.2 Hvorfor forsvinder bækørrederne?

Igennem en årrække har det været hævdet blandt lystfiskere, at bestandene af bækørred over mindstemålet generelt er gået stærkt tilbage, og nu er meget mindre end for blot få år siden. DTU Aqua har fået adskillige henvendelser fra lystfiskere angående dette, og det er blevet hævdet i lystfiskerkredse, at man ikke længere

kan finde steder med godt fiskeri efter bækørred. DTU Aqua's befiskninger i større vandløb har igennem en årrække vist, at tætheden af større bækørred i de vandløb, hvor der er foretaget undersøgelser, er forholdsvis lav (Pedersen og Geertz-Hansen 2001, Jepsen et al. 2014, DTU Aqua ikke publicerede data).

I samme periode er havørredbestande på tværs af landet gået frem. Tilbagegangen for bækørreden skyldes derfor næppe dårlige miljøforhold i vandløbene, da dette ville ramme begge typer i det tidlige livsstadie. Der er dog en række andre ting, der kan påvirke antallet af bækørreder.

1.2.1 Vandring

Ørreder kan vandre ud fra vandløbet som smolt. Der er dog en stor risiko forbundet med at vandre til havet og leve som havørred i form af øget dødelighed, men samtidig kan der også opnås fordele i form af hurtigere vækst, en størrelsesmæssig fordel ved konkurrence om gydepladserne og et større antal afkom (Jonsson & Jonsson 1997, 1998).

Vandringsdistancen fra opvækstlokaliteten til havet er afgørende, da dødeligheden under passage ned gennem vandløbet kan være stor. Generelt er det vist at bidraget til yngelproduktionen fra residente bækørreder er højere langt oppe i vandløbet (højere over havet), hvorimod bidraget fra havørreder er højere længere nedstrøms (Bohlin et al. 2001, Rohtla et al. 2017). Når vandringsafstanden bliver for lang eller adgangsforholdene for dårlige, kan risikoen ved at vandre være for stor til at det er en fordel, da der ikke opnås en højere yngelproduktion.

Spærringer og andre forhindringer for ørreder i vandløb, påvirker på samme måde som afstanden til havet overlevelsen under vandringen nedstrøms. F.eks. kan søer som vandløbet passerer igennem virke som en form for spærring. Her kan fiskene dels afsmoltificere og afbryde vandringen eller prædatorer kan forårsage en høj dødelighed (Jepsen et al. 1998, Rasmussen & Koed 2005, Boel 2012, Boel & Koed, 2013, Kristensen, et al. 2014). Passage forbi opstemninger har ligeledes vist sig at resultere i betydelige dødeligheder (Aarestrup & Koed 2003). Spærringer, indskudte søer og andre forhindringer kan altså begrænse bidraget til ægproduktionen fra havørred.

Ørredens valg af strategi, altså om den forbliver i vandløbet og vokser op som bækørred eller vandrer til havet og vokser op som havørred er i sidste ende en 'afvejning' af fordele og ulemper ved de to leveformer.

1.2.2 Prædation

Bækørreder i vandløb opholder sig, modsat havørred, i et forholdsvis begrænset område. Her kan en række prædatorer som odder, skarv, fiskehejre og mink forårsage en høj grad af prædation (Heggenes & Borgstrøm 1988, Lindstrom & Hubert 2004, Jepsen et al. 2014, Aarestrup et al. 2005).

Antallet af fiskeprædatorer har de seneste årtier været stigende og særligt odder og skarv har haft en stor bestandstilvækst. I midten af 1980'erne fandtes odderen kun i det nordlige Jylland (Søgaard et al. 2006), men i 2012 havde odderen spredt sig helt ned til den tyske grænse (Søgaard et al. 2013). En undersøgelse har vist, at oddere ved Gudenåen æder mange bækørred (Jepsen 2016). Særligt skarv har vist sig at være

en betydelig prædator i Danmark (Boel 2012, Jepsen et al. 2014). Antallet af skarv har ligesom odderen været i kraftig fremgang siden 1980'erne i Danmark (Bregnballe 2009). Under nogle hårde vintre 2009/2010 og 2010/2011 blev der observeret store flokke af skarv meget længere oppe i vandløbene end det tidligere var set (Bregnballe & Eskildsen 2010, Nielsen 2011, Jepsen 2013, Jepsen et al. 2014). Fjorde og søer, hvor skarverne normalt søgte føde, var tildækkede af is i lange perioder, hvorfor fuglene var nødsaget til at finde nye fødefourageringsområder.

Efter de hårde vintre er der fortsat kommet mange meldinger om skarv langt oppe i vandløbene på trods af milde vintre, og observationer tyder på, at skarver nu også jager i vandløb om sommeren (Jepsen et al. 2014).

Nørreå nedstrøms Slevad Bro

1.2.3 Lystfiskeri

Undersøgelser har vist at lystfiskeri kan have en betydelig påvirkning på bækørredbestande (Nielsen 1994; Pedersen & Geertz-Hansen 2001). Udover at reducere bestandens størrelse kan lystfiskeriet påvirke bestandens alderssammensætning (Almodóvar & Nicola 1998, 2004), især ved at fjerne de største individer (Brana et al. 1992), så antallet af større ørreder reduceres. Medvirkende årsager til denne påvirkning kan være et målrettet fiskeri efter store ørreder og at større ørreder generelt er forholdsvis mere eksponeret for

fangst (Tsuboi & Endou 2008). Genudsætning af bækørred efter fangst ved lystfiskeri er blevet mere udbredt i Danmark, og under antagelse af at de genudsatte fisk overlever, vil dette naturligvis reducere fiskeridødeligheden.

Lystfiskerfanget bækørred

1.2.4 Rekruttering

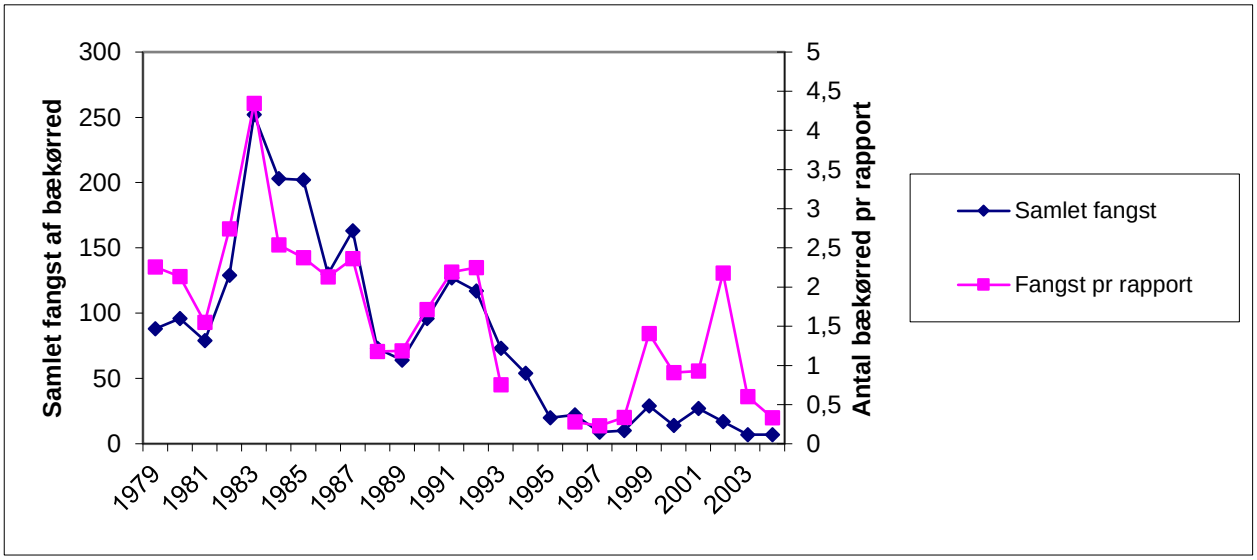
Rekrutteringen af nye fisk til bestanden kan være begrænset af en lang række faktorer. Der kan mangle gydefisk, gydegruset kan være af for dårlig kvalitet til at sikre en god ægoverlevelse, der kan mangle gydemuligheder i form af tilstrækkeligt gydegrus, og der kan mangle tilstrækkeligt med egnede opvækstområder. Sammen med prædation og lystfiskeri kan disse faktorer hver især, eller i kombination, indvirke negativt på rekrutteringen af nye fisk til en ørredbestand. Endelig vil størrelsen af en bækørredbestand være påvirket af hvor stor en andel af ungfiskene der udvandrer til havet som smolt.

En vis rekruttering til en bækørredbestand kan også komme fra udsætninger, dels udsætninger af yngel i helt unge stadier, dels af ældre ørreder. Undersøgelser har dog vist, at overlevelsen hos udsatte fisk kan være lav både hos yngre (Kelly-Quinn & Bracken 1989, Berg & Jørgensen 1991, Schurman 1997), og ældre ørred (Pedersen & Geertz-Hansen 2001, Pedersen, et al. 2003, Aarestrup et al. 2005).

1.3 Formål

DTU Aqua blev i 2009 anmodet om at undersøge mulige årsager til sparsom forekomst af bækørred, specielt om lystfiskeriet kunne have en afgørende rolle. Sekundært var det målet at belyse dynamikken i bestanden af bækørred og om muligt påvise andre faktorer med indflydelse på bestanden.

En strækning af Nørreå i Ribe Å-systemet blev udvalgt som undersøgelsesområde. Lystfiskere har ved Nørreå observeret en klar tilbagegang i bestanden af bækørreder siden 1980'erne illustreret af fangstindrapporteringer til foreningen (Figur 1.2).



Figur 1.2: Indrapporterede fangster og antal fangede bækørred pr. indrapportering til Sønderjysk Sportsfiskerforening 1997 – 2004 i Nørreå (personlig kommunikation Finn Uldahl, Sønderjysk Sportsfiskerforening).

2 Metoder

2.1 Lokalitetsbeskrivelse

Undersøgelsen blev foretaget i perioden 2009 – 2012 i Nørreå, der er den øvre del af Gram Å/Fladså i Ribe Å-systemet (Figur 2.1). Åen har sit udspring i området nordvest for Christiansfeld. Fra udspringet og frem til Mølby, der ligger kort opstrøms forsøgsstrækningen, har åen et reguleret forløb med forhold, der langt fra er optimale for ørred (Christensen 2013). Der findes på denne strækning en række tilløb, der indbyrdes har meget varierede forhold, hvor der nogle steder er gode forhold for ørred, mens der de fleste steder er forholdsvis ringe forhold (Christensen 2013). I nogle af disse er der foretaget restaurering i form af udlægninger af gydegrus. Nedstrøms fra Mølby har hovedløbet, frem til Øster Lindet, mere varierede forhold, med et forløb der de fleste steder giver gode forhold for større ørreder, men flere steder også for yngre stadier af ørred. På denne strækning er der ligeledes en række tilløb med forhold, der er mere eller mindre egnede for ørred (Christensen 2013).

Strækning af Nørreå med tæt vækst af vandranunkel.

I undersøgelsesperioden var opstemningen ved Gram elværk vanskeligt passabel for opvandrende havørred. Efter undersøgelsens afslutning blev der i 2014 skabt fri passage omkring Gram Slotssø i form af et omløbsstryg. Ved Fole Dambrug var passageforholdene på tidspunktet for undersøgelsen langt fra det optimale, men efter undersøgelsen er der skabt optimale passageforhold. På undersøgelsestidspunktet var der altså kun få havørred i hele den del af åen, der ligger opstrøms Gram, grundet de ringe passageforhold for havørred (Bilag 1).

Nørreå havde i perioden 2006 – 2016 en årlig middelvandføring ved Nybølgård, der ligger nedstrøms undersøgelsesstrækningen mellem Gram og Fole, på 4,5 (min: 2,9; maks: 6,1) m^3 sek^{-1}. Vandføringen på selve undersøgelsesstrækningen var en smule lavere, da der mellem målestationen og undersøgelsesstrækningen er en række mindre tilløb til åen med Jels Å som det største.

Figur 2.1: Undersøgelsesområdet i Nørreå, hvor Slevad Bro (som adskiller den øvre og den nedre strækning) er vist.

Undersøgelsen blev foretaget på en 6,5 km lang strækning startende fra 3,0 km opstrøms til 3,5 km nedstrøms Slevad Bro. Her løber Nørreå det meste af vejen gennem åbent land, hvor der kun er få træer. På en del af strækningen er der dog skov på den ene side af vandløbet.

Arealerne omkring åen henligger, ud over skoven, alle i græs, der de fleste steder bliver afgræsset i sommerhalvåret. Markerne er alle steder afhegnet fra åen og kanten af åen har derfor næsten alle steder, bortset fra strækningerne med skov, urteagtig vegetation. På strækningen har åen i gennemsnit et fald på ca. 0,5 – 0,8 ‰. Tilløbet Selskær bæk, der udmunder ca. midt på undersøgelsesstrækningen, har en god ørredbestand på den nedre del. Det største tilløb, Jels Å, ligger nedstrøms undersøgelsesområdet, og har store områder med gode forhold for ørred.

På den øvre strækning, opstrøms Slevad Bro, er åen sandsynligvis på et tidspunkt rettet delvis ud. Det samme gælder ca. halvdelen af strækningen nedstrøms Slevad Bro, mens resten har et naturligt slynget løb. Der er ikke kendskab til hvornår reguleringerne er udført, men dette er formentlig sket i perioden 1864 til 1921 hvor området tilhørte Tyskland. Der blev i undersøgelsesperioden sent hvert efterår foretaget en skånsom grødeskæring.

2.2 Overordnet design

Det overordnede design i undersøgelsen bestod i at sammenligne bestand og lystfiskerfangst af bækørred på de to strækninger (op- og nedstrøms Slevad Bro i Nørreå). Samtidig blev fiskenes vandring, fordeling i vandløbet, vækst og overlevelse undersøgt.

Der blev foretaget en indledende undersøgelse i 2009, for at vurdere om strækningen egnede sig til formålet. I den efterfølgende undersøgelsesperiode, der strækker sig fra 2010 – 2012, var kun den ene af strækninger opstrøms/nedstrøms Slevad Bro på skift åben for fiskeri.

2.3 Habitatsanalyse

For at kunne sammenligne bestanden af ørreder på den øvre strækning med bestanden på den nedre må leveforholdene (habitatforholdene) de to steder være sammenlignelige, da ørredbestandens mulige størrelse i et område i høj grad afhænger af hvor gode leveforholdene er. Derfor blev habitatforholdene opgjort i forbindelse med en indledende opmåling af forsøgsområdet i 2009, hvor vandløbet blev inddelt i 65 delstrækninger af 100 meters længde. For hver 100 m delstrækning blev der foretaget en oversigtlig registrering af habitatforholdene. Ved bedømmelsen af habitaterne indgik vandløbsbredde, typen af strækningens overordnede forløb (pool, run, glide, stryg), grødedække, udhængende bredvegetation, træer og sedimenttype (Bilag 2).

For nærmere at analysere og sammenligne habitatforholdene blev der udvalgt i alt 82 punkter (38 positioner på øvre strækning og 44 på nedre) hvor habitatforholdene blev opmålt i transekter. Disse opmålingspunkter blev fordelt så de enkelte typer af forløb var repræsenteret i forhold til deres forekomst. Transekternes positioner og opmålingsprogrammet er vist i bilag 3. Habitatopmålingerne blev foretaget i perioden 28 – 30. juli 2009.

2.4 Bestandsanalyse

Der blev foretaget 6 befiskninger på undersøgelsesstrækningen fra 2009 – 2012 (Tabel 2.1). Befiskningerne blev i alle årerne foretaget i forsommeren (ultimo maj – primo juni) og i årerne 2011 – 2012 tillige i efteråret (oktober). Ved befiskningerne blev der anvendt en 6500 W Honda generator med 500 V jævnstrøm, og alle befiskninger blev foretaget fra nedstrøms drivende båd, der blev styret ved hjælp af reb fra land og en ekstra person i båden, der styrede med en åre.

Tabel 2.1: Oversigt over befiskninger i Nørreå.

Periode	Befiskning
8 – 19 juni 2009	Gennemfiskning og opmåling af fangst
16 – 26 maj 2010	Gennemfiskning, opmåling og mærkning af al fangst [1)]
9 – 17 maj 2011	Gennemfiskning, opmåling og mærkning af al fangst [1)]
24 – 27 oktober 2011	Gennemfiskning og opmåling af fangst.
29 Maj – 7 juni 2012	Gennemfiskning, opmåling og mærkning af al fangst [2)]
22 – 25 oktober 2012	Gennemfiskning og opmåling af fangst.

1) alle fisk ≥ 13 cm blev mærket, ål dog ≥ 20 cm; 2) Kun en del af fangsten blev mærket.

I juni 2009 blev hele strækningen fra Mølby til 5,5 km nedstrøms Slevad Bro gennemfisket for at klarlægge hvad, der fandtes af fisk på strækningen, og om den ud fra bestanden af ørred var egnet til forsøgsformålet. Ved befiskningerne blev fangsten (art, længde) opgjort for hver delstrækning på 100 m.

Efter den indledende befiskning i 2009 blev alle følgende befiskninger foretaget på en kortere strækning på 6,5 km fra 3,0 km opstrøms til 3,5 km nedstrøms Slevad Bro. Strækningerne blev ved alle befiskninger gennemført med ophold for hver 100 m. Alle fisk ≥ 13 cm (også andre arter end ørred, ål dog ≥ 20 cm) blev mærket med individuelt nummererede PIT mærker (Texas Instruments længde: 32 mm, tykkelse: 3,2 mm, vægt 0,6 g) indlagt i bughulen. Dog blev der i 2012 kun mærket en del af fangsten. Ved mærkning og senere genfangst blev længde (til mm) og vægt (til gram) registreret.

Lille ørred fotografet under vand.

Under befiskningerne blev der i alt optalt 14.061 fisk fordelt på 16 arter (Bilag 1). Der blev fanget 8.083 ørred, hvoraf 2.625 blev PIT mærket.

Bestandstætheden blev beregnet pr. 100 m vandløb for to størrelsesgrupper; en gruppe indeholdende alle størrelser af ørred og en gruppe med kun ørred ≥ 30 cm. Beregningerne blev foretaget ved anvendelse af den gennemsnitlige elfiske-effektivitet (p) fundet for hver periode efter Bohlin et al. (1989). Elfiske-effektiviteten blev bestemt ved dobbeltbefiskninger på fem delstrækninger på den øvre strækning (opstrøms Slevad Bro) og fem på den nedre strækning (Tabel 2.2). Placeringen af sektionerne til dobbeltbefiskning er vist i bilag 4.

Tabel 2.2: Elfiske-effektivitet for ørred ved de udførte dobbeltbefiskninger for henholdsvis yngel og fisk i alderen 1+ og ældre. Det var ikke muligt at bestemme en effektivitet for yngel i forsommeren 2009 og 2010, grundet for få data, hvorfor en middelværdi for de resterende befiskninger er anvendt.

Befiskningsperiode	Yngel	1+ og ældre
Forsommer 2009	0,647	0,775
Forsommer 2010	0,647	0,856
Forsommer 2011	0,810	0,809
Efterår 2011	0,753	0,777
Forsommer 2012	0,304	0,835
Efterår 2012	0,723	0,672

2.5 Aldersfordeling

Under forsommerbefiskningen i 2009 blev der udtaget skælprøver fra 91 ørreder fordelt over alle størrelsesklasser til aldersbestemmelse.

2.6 Vandring

For at kunne registrere i hvilket omfang de mærkede ørreder vandrede ud af undersøgelsesstrækningen blev der opsat PIT antenner, der dækkede hele vandløbet (Castro-Santos et al 1996, Zydlewski et al 2006). Ved den øverste og nederste grænse for undersøgelsesområdet og ved grænsen mellem den øvre og nedre strækning. I 2010 blev der opstillet to PIT antenner i hver ende med ca. 15 m imellem, så det kunne bestemmes om fisk, der blev registreret på antennerne rent faktisk vandrede ud eller ind i området. Herudover blev der kort nedstrøms for Slevad Bro placeret to antenner mellem de to strækninger for at kunne registrere vandringen mellem de to strækninger.

Antennerne omspændte vandløbet og skulle i princippet registrere alle mærkede fisk der passerede. I praksis har det dog vist sig, at en del fisk (erfaringsmæssigt op til 20 %) alligevel kan passere en antenne uden at blive registreret. Dette kan skyldes at to eller flere fisk passerer samtidig, eller periodisk nedsat rækkevidde for antennerne.


PIT-antenner ved den nedre ende af undersøgelsesstrækningen i Nørreå.

Antennerne var i 2010 i drift fra forsommerbefiskningen frem til medio november, med undtagelse af en periode på 24 dage i juli – august måned hvor den øvre antennestation var ude af drift pga. lynnedslag i udstyret. Den nederste antennestation var ude af drift i 19 dage ligeledes i juli – august 2010 på grund af en overreven el-ledning. Herudover var der hen på sommeren med stigende vandstand driftsproblemer på grund af opstuvning fra vegetationen i vandløbet. Det medførte problemer med at holde antennerne fri for drivende vegetation og dermed intakte. Dette betød at dækningen af fiskenes bevægelser ikke var komplet for hele sæsonen.

I 2011 og 2012 lykkedes det ikke at få antennestationerne til at fungere tilfredsstillende og der er i analyserne kun anvendt data fra 2010.

Vandringer indenfor undersøgelsesområdet er desuden registreret ved genfangster af mærkede fisk ved de gentagne befiskninger, hvor fangsten som nævnt blev opgjort for hver 100 m delstrækning.

2.7 Lystfiskeri

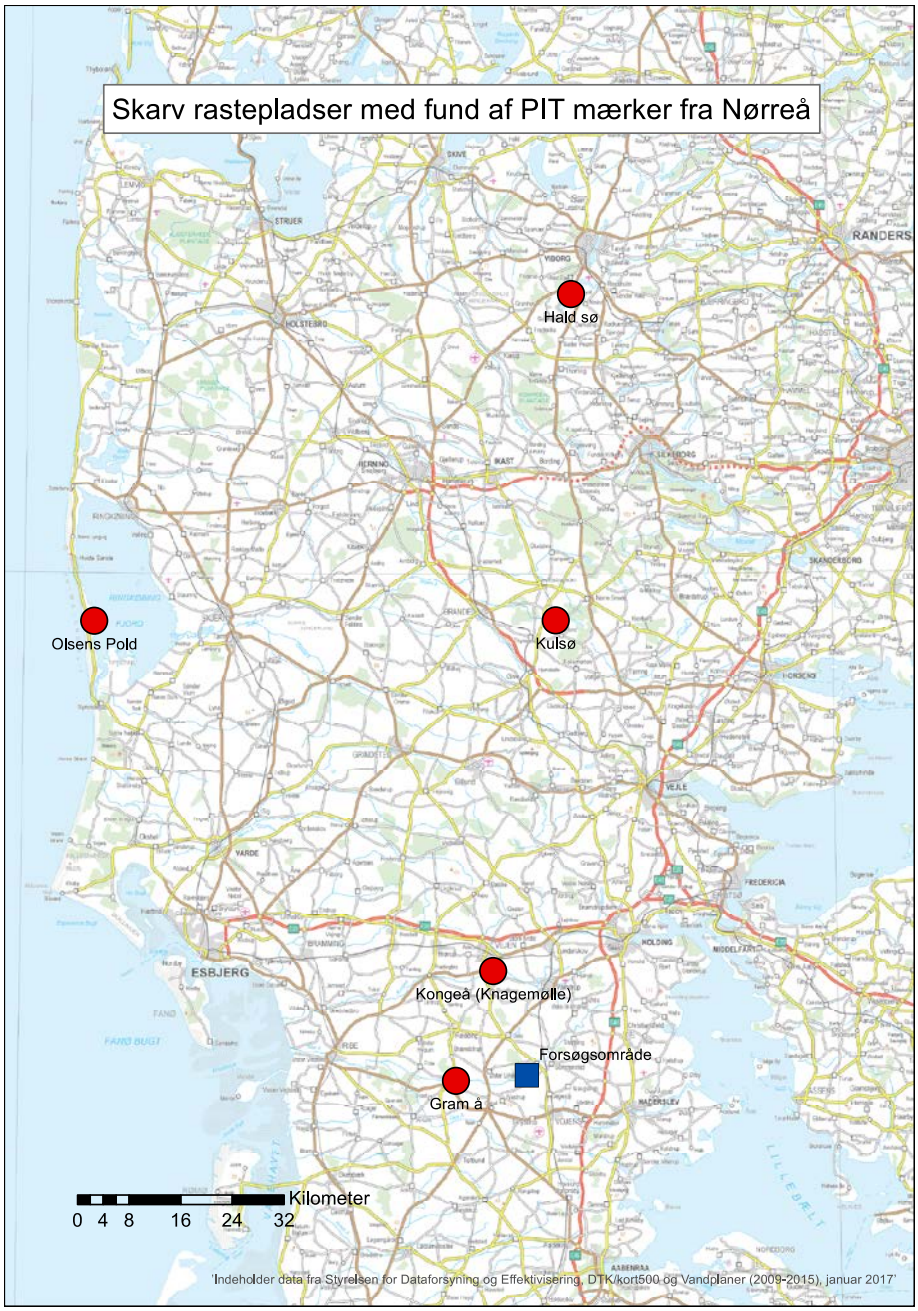
I 2010, 2011 og 2012 blev fangsterne ved lystfiskeri i perioden mellem forsommerbefiskningen og efterårsbefiskningen registreret, idet der blev iværksat et kontrolleret fiskeri med frivillige lystfiskere. Dette

fiskeri foregik med fiskeri på minimum 4 timer pr uge. Her er både det faktiske timetal og fangsterne registreret. Ud over dette var lystfiskeriet ubetydeligt og der er ikke kendskab til hverken fiskeri eller fangst af andre lystfiskere. I denne periode blev en af de to strækninger (øvre eller nedre) lukket for alt fiskeri på skift. I 2010 og 2011 var den nedre strækning åben for fiskeri, mens den øvre var åben for fiskeri i 2012. Der blev i 2011 – 2012 foretaget et systematiseret fiskeri med en indsats på minimum fire timers lystfiskeri pr. uge med start fra befiskningen i forsommeren frem til befiskningen i efteråret.

2.8 Skanning af skarvrastepladser

Efter undersøgelsens afslutning blev der ved en tilfældighed observeret en skarvrasteplads ved Gram inden for ca. 10 (8,6-11,9) km's afstand fra undersøgelsesstrækingen. Der blev her foretaget scanninger i 2013, 2014 og 2016, hvor rastepladsen systematisk blev gennemsøgt med mobile PIT scannere. Ved disse skanninger er effektiviteten beregnet til at være på 69 %. Foruden denne rasteplads er der i forbindelse med andre projekter udført af DTU Aqua scannet efter PIT mærker på en række lokaliteter. Rastepladsen ved Gram Å og de øvrige rastepladser med fund af PIT mærker ses på Figur 2.2.

Dødeligheden forårsaget af skarv er bestemt som andelen af PIT mærker, der blev genfundet under rastepladser i perioden 2012-2016. Dødeligheden er derfor et minimumsestimat, da skanningerne, som nævnt, ikke er 100 % effektive, og da der kan havne PIT mærker mange andre steder end på de scannede rastepladser (Boel 2012).



Figur 2.2: Skarvrastepladser med fund af PIT mærker fra ørred mærket i Gram Å. Rastepladserne er markeret med røde punkter og forsøgsområdet med det blå kvadrat.

2.9 Databehandling og statistik

2.9.1 Habitatsanalyse

Til den statistiske analyse af habitatforholdene blev vandløbsbredderne inddelt i intervallerne < 6 m, 6 – 8 m og > 8 m; strømhastighederne i intervallerne 0 – 10, 10 – 20 og > 20 cm sek^{-1} og dybderne i intervallerne 0 – 20, 20 – 40, 40 – 60, 60 – 80 og > 80 cm. Den dominerende substrattype blev samlet i grupperne 1) Fint

materiale (silt og CPOM (groft organisk materiale materiale)), 2) Mellemfint materiale (sand og tørv), 3) Groft materiale (grus) og 4) Faste strukturer (sten, rødder). Typerne af skjul blev grupperet i 1) visuelt skjul (uigennemsigtig overflade, vandløbsvegetation og udhængende brinkvegetation), 2) faste strukturer (træstykker, rødder, underskåret brink og sten) og 3) vanddybder > 20 cm.

Statistisk blev hver af habitatvariablerne fra alle målepunkter samlet for den øvre hhv. den nedre strækning sammenlignet ved χ2-test.

2.9.2 Bestandstæthed

Det er ved Mixed Design Two-way Repeated Anova (Greenhouse-Geisser korrigeret) testet om ørredtætheden ændrer sig mellem forårsperioderne og ligeledes mellem efterårsperioderne. Der blev efterfølgende foretaget post hoc parvise sammenligninger (Bonferroni korrigeret) for de enkelte perioder. Dataene blev inden test LN-transformeret og der blev foretaget tests både for hele strækningen samlet og henholdsvis øvre og nedre strækning alene. Der er ikke foretaget test for ørred ≥ 30 cm, da datagrundlaget var for tyndt (for få individer).

2.9.3 Overlevelse

Overlevelsen (S) er beregnet ud fra genfangst af mærkede ørreder for perioden mellem to befiskninger t_i hhv. t_{i+1}.

$$S = \frac{n_{Genfanget\ t_{i+1}}}{n_{Mærket\ t_i}} \qquad (1)$$

Ud fra ovenstående formel er både kohorte- og aldersspecifik overlevelse bestemt for ørred mærket i henholdsvis 2010, 2011 og 2012. Kohorteoverlevelse angiver overlevelsen fra fiskene mærkes (t_i) og fremover til de efterfølgende befiskninger (t_{i+1}, t_{i+2}, t_{i+3},…..). Den aldersspecifikke overlevelse angiver overlevelsen mellem de enkelte befiskninger (t_i hhv. t_{i+1}), hvor aldersgruppen er fastlagt ud fra fiskens længde under befiskningerne i forsommeren.

Perioderne mellem befiskningerne varierer tidsmæssigt og den specifikke daglige dødsrate (z) er derfor bestemt efter

$$\mathrm{z} = Ln\left(\frac{1}{S}\right) * \ \Delta t^{-1} \qquad (2)$$

De beregnede overlevelser er minimumsestimater, da der ved beregningerne ikke er taget hensyn til udvandring. Eventuelle udvandrede fisk, der stadig er i live, medregnes derfor som døde fisk. Det er ved lineær regression (LR) testet om den specifikke dødsrate varierer mellem aldersgrupperne.

2.9.4 Bevægelse indenfor undersøgelsesområdet

Ørreder genfanget udenfor den 100 m delstrækning de blev mærket på, er defineret som fisk, der har flyttet sig. For at kunne registrere om en fisk har flyttet sig inden for undersøgelsesområdet, skal den have flyttet sig mellem to delstrækninger. I praksis kan dette altså være fra få meter og indtil knap 200 m.

Det er ved lineær regression testet om vandringen inden for undersøgelsesstrækningen varierede med størrelsen. Antallet af mærkede ørred der vandrede fra øvre til nedre henholdsvis nedre til øvre strækning er sammenlignet ved χ2-test.

2.9.5 Alder og vækst

Den specifikke vækstrate (G) er beregnet for perioderne fra ørrederne blev mærket til en senere genfangst, eller fra en genfangst og frem til en efterfølgende genfangst. Beregningen er foretaget efter

$$G_L = \frac{Ln(L_{t+1}) - Ln(L_t)}{\Delta t} \qquad (3)$$

hvor L_t er længden ved mærkning (eller genfangst), L_{t+1} længden ved efterfølgende fangst (eller efterfølgende genfangst) og Δt antal dage mellem de to befiskninger. Beregningerne blev ligeledes foretaget for vægtforøgelsen (G_W).

Væksten mellem aldersgrupperne er sammenlignet ved multiple range test. Desuden er vækstraten mellem sammenlignelige perioder sammenlignet ved Mann-Whitney test for de individuelle aldersgrupper.

2.9.6 Rekruttering

Antallet af ørred, der vokser til en størrelse ≥ 30 cm, er beregnet fra befiskningerne i forsommeren og igennem sommer-efterårsperioden frem til slutningen af fiskesæsonen. Dette er gjort for at bestemme bestandsstørrelsen af ørred ≥ 30 cm, der i løbet af fiskesæsonen er til rådighed for lystfiskeriet og for at kunne beregne hvor stor en andel, der fanges af lystfiskerne. Antallet af dage og mindstelængden fiskene skal have for at ørrederne < 30 cm kan vokse til en størrelse ≥ 30 cm er bestemt efter

$$L_{t+1} = L_t * e^{G_L * \triangle t} \qquad (4)$$

hvor L_t er længden til tiden *t*, L_{t+1} længden til tiden *t+1* og Δt antal dage mellem *t* og *t+1.* Ved beregningen indgår også den beregnede bestand på et givet tidspunkt, som er beregnet efter

$$n_{t+1} = n_1 * e^{-z*t} \qquad (5)$$

hvor n_{1+t} er den beregnede bestand til tiden *t+1*, n_1 bestandsstørrelsen ved befiskningen i forsommeren og *z* den specifikke daglige dødelighed.

For sæsonen 2010 kendes vækstrate og dødeligheden gennem perioden fra forsommeren og frem ikke, hvorfor en middelværdi fra 2011 og 2012 er anvendt til beregningen.

2.9.7 Lystfiskeri

Andelen af ørredbestanden ≥ 30 cm, der blev fanget på strækningen åben for fiskeri, er bestemt for hver enkelt fangstdag. Desuden blev fangsten i forhold til fiskeriindsatsen i timer (Catch Per Unit Effort – CPUE) beregnet. Sammenhængen mellem CPUE og bestandsstørrelsen på strækningen åben for fiskeri er testet ved lineær regression.

Andelen af ørredbestanden < 30 (13 – 29,9) cm, der er fanget af lystfiskere, er blot opgjort samlet ved slutningen af fiskesæsonen. Andelen af bestanden ≥ 30 cm hhv. < 30 cm fanget ved lystfiskeri er sammenlignet ved χ2-test.

Dødeligheden ved lystfiskeri (F) for ørred ≥ 30 cm er beregnet efter

$$F = \frac{n_{død}}{n + n_{død}} \qquad (6)$$

hvor *n* angiver bestandsstørrelsen ved efterårsbefiskning og $n_{død}$ antallet af ørred hjemtaget af lystfiskere. For 2010 er den beregnede *n* efter (5) anvendt, da der ikke blev foretaget en efterårsbefiskning.

2.9.8 Prædation

Andelen af PIT mærker genfundet fra fisk mærket i 2010, 2011 hhv. 2012 er sammenlignet ved χ2-test.

3. Resultater

3.1 Habitat

En sammenligning af habitatforholdene mellem transekter på den øvre og den nedre strækning ses i Tabel 3.1. Hvad vandløbsbredden angår, er den nedre strækning gennemsnitligt noget bredere end den øvre (gennemsnitligt 8,9 ± 0,5 m hhv. 6,5 ± 0,5 m). Den har også en højere strømhastighed (gennemsnitligt 7,7 ± 0,9 cm sek^{-1} hhv. 5,5 ± 0,9 cm sek^{-1}). I begge områder er der dog altovervejende lave strømhastigheder.

Tabel 3.1: Den relative fordeling (%) af målte habitvariabler i 82 transekter i forsøgsområdet i juli 2009. P-værdier er fra sammenligning mellem øvre og nedre delstrækninger ved χ2-test.

Variabel	Strækning	Enheder	Intervaller / klasser						n	p
Bredde		**M**	**<6**	**7-8**	**>=9**					
	Øvre		39,1	60,9	0,0				25	< 0,01
	Nedre		3,4	31,0	65,5				44	
Strømhastighed		**cm sek^{-1}**	**0-10**	**10-20**	**>20**					
	Øvre		83,3	14,0	2,7				150	< 0,05
	Nedre		71,3	24,0	4,6				258	
Dybde		**cm**	**0-20**	**20-40**	**40-60**	**60-80**	**> 80**			
	Øvre		4,3	17,8	24,0	21,7	32,2		150	0,13
	Nedre		8,0	14,0	18,0	29,3	30,7		258	
Substrat		**Klasse 1)**	**1**	**2**	**3**	**4**				
	Øvre		61,9	8,2	27,2	2,7			150	< 0,01
	Nedre		39,6	29,8	26,3	4,3			258	
Skjul		**Type 2)**	**Dybde**	**Visuelt**	**Fast**					
	Øvre		52,5	41,1	6,5				263	0,15
	Nedre		53,1	43,5	3,4				469	
Grødedække		**%**	**<20**	**20-40**	**40-60**	**60-80**	**80-100**			
	Øvre		38,0	10,7	5,3	6,0	40,0		150	0,08
	Nedre		27,9	6,6	5,4	8,1	51,9		258	
Udhængende		**% 3)**	**0**	**20**	**40**	**60**	**80**	**100**		
brinkvegetation	Øvre		64,0	2,0	4,0	2,0	4,0	24,0	50	0,07
	Nedre		64,0	3,5	10,5	9,3	4,7	8,1	88	

Noter: 1) Substrat: klasse 1: Fint materiale (silt og CPOM), klasse 2: mellemfint (sand og tørv), klasse 3: Groft (grus), klasse 4: Faste strukturer (sten, rødder).
2) Skjul: Dybde: vanddybde ≥ 20 cm, Visuelt: Grøde, Riflet overflade, Udhængende bredvegetation < 50 cm fra overfladen, Fast: Sten, rødder, underskåret brink; NB: der kan forekomme flere typer skjul i ét målepunkt.
3) Udhængende brinkvegetation: Brinkvegetation og grene lavere end 50 cm fra overfladen. Dækningsgraden er kun for de brednære målepunkter i hvert transekt.

Der er forskel på sammensætningen af substrat mellem de to strækninger. Forskellen ligger i typerne af fint substrat (silt og CPOM, hhv. sand og tørv). På den nedre strækning er substratet grovere end på den øvre, mens der er nogenlunde lige meget grus (ca. 26 – 27 %) og nogenlunde lige hyppig forekomst af større strukturer (sten og rødder) på begge strækninger. Fordelingen er i overensstemmelse med strømhastighederne, hvor større strømhastighed, alt andet lige, vil resultere i et grovere substrat.

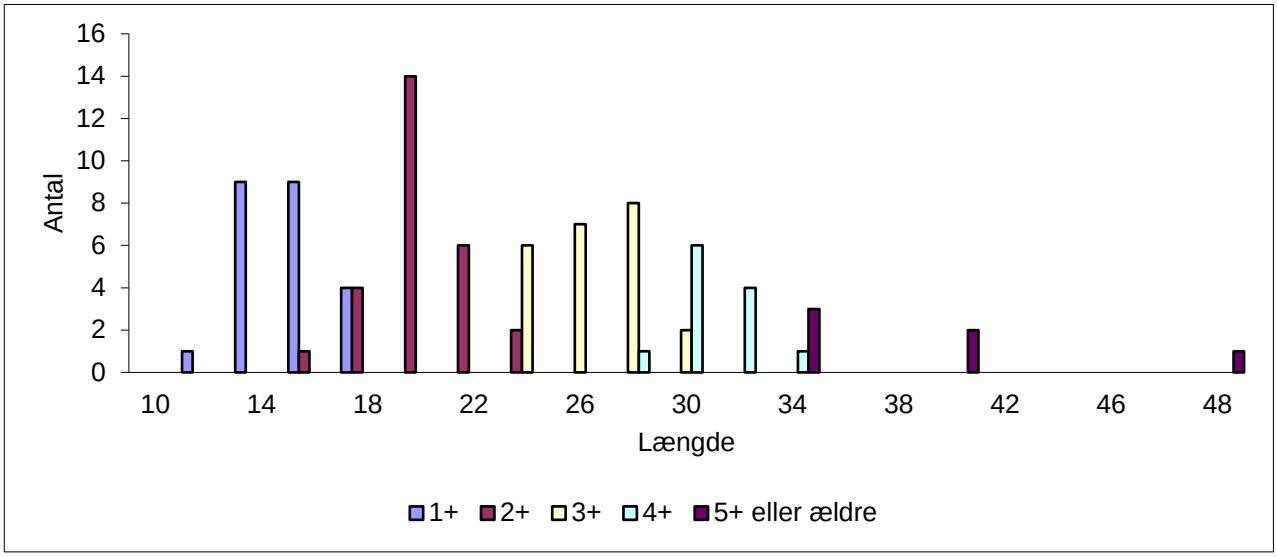
Der er ikke signifikant forskel på dybderne, forekomsten af forskellige typer skjul, dækningsgrad af grøde og udhængende bredvegetation. Der var altovervejende dybder på mindst ca. 50 cm på begge strækninger. De

forskelle der er mellem strækningerne er formentlig uden betydning for ørredbestanden og de to strækninger antages derfor at være sammenlignelige.

3.2 Fiskeundersøgelser

3.2.1 Længdefordeling i forhold til alder

Alderen på ørrederne indsamlet i forsommeren 2009 varierede mellem 1 og 6 år, og der var kun ringe overlap i længdefordelingen mellem aldersgrupperne (Figur 3.1). Aldersgrupperne blev på baggrund af skælaflæsningerne defineret som: 1+: 13 – 15,9 cm, 2+: 16 – 23,9 cm, 3+: 24 – 29,9 cm, 4+: 30-33,9 cm og 5+ ≥ 34 cm. Aldersgruppe 4+ og ældre grupperes i efterfølgende afsnit i én gruppe, da der kun var få fangster af ørred i alderen 4+ og endnu færre ældre. Desuden overlapper længderne for disse aldersgrupper, hvorfor aldersgrupperne ikke kan adskilles ud fra længden.



Figur 3.1: Længdefordeling i forhold til alder for 91 ørreder (1+ n=23, 2+ n=27, 3+ n=23, 4+ n=12, 5+ og ældre n=6) indsamlet i juni 2009.

3.2.2 Befiskningsresultater

Antallet af mærkede og genfangede ørreder ved de enkelte befiskninger er vist i Tabel 3.2. Resultaterne er opgjort både samlet og med inddeling i de fire aldersgrupper.

Tabel 3.2: Antal mærkede og genfangede ørreder ved befiskningerne 2010 – 2012 (F10, F11, E11, F12, E12), hvor F=forsommer og E=efterår. Antal mærket angiver antal ørreder mærket for hver aldersgruppe og samlet. Unikke genfangster viser antallet af fisk, der er genfanget mindst én gang. 1., 2., og 3. genfangst viser antal ørred genfanget fra den pågældende mærkningsrunde under de efterfølgende befiskninger fordelt på aldersgruppen fisken havde ved mærkning.

	Mærket		**Genfangster**									
År	Alders-	Antal	Unikke	1. genfangst				2. genfangst			3. genfangst	
	gruppe	mærket		F11	E11	F12	E12	E11	F12	E12	F12	E12
2010	1+	504	52	43	8	1		27	1		1	1
	2+	112	14	12	2			4				
	3+	29	3	1	1	1		1		1		
	4+ og ældre	5										
	Samlet	650	69	56	11	2		32	1	1	1	1
2011	1+	839	394		366	23	5		34	8		17
	2+	126	57		53	3	1		5	5		2
	3+	54	25		23	1	1		3	1		2
	4+ og ældre	19	10		10							
	Samlet	1038	486		452	27	7		42	14		21
2012	1+	193	56				56					
	2+	597	178				178					
	3+	112	50				50					
	4+ og ældre	35	16				16					
	Samlet	937	300				300					
	Sum	2625	855	56	463	29	307	32	43	15	1	22

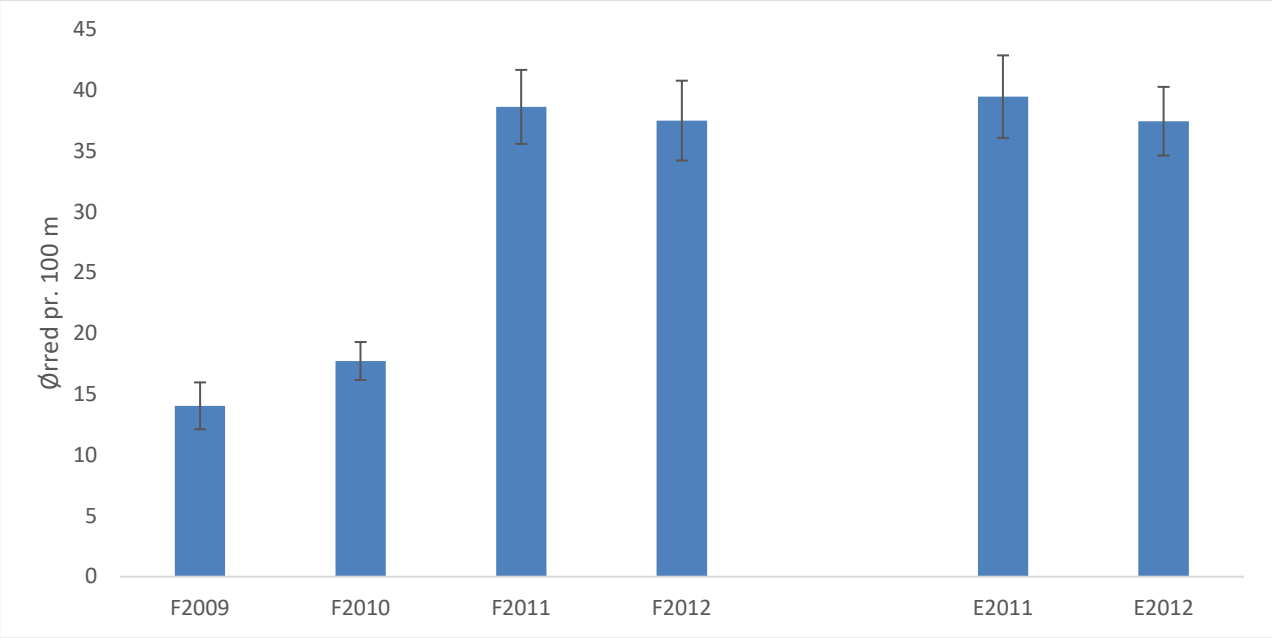
Der er mærket mellem 650 og 1038 ørreder hver forsommer, i alt 2625 og heraf genfanget i alt 855 ørreder mindst én gang. Fra mærkningen i 2010 blev der genfanget ca. 10,6 %, fra 2011 ca. 46,8 % og fra 2012 ca. 32 % mindst én gang. Antallet af genfangster er dog ikke direkte sammenlignelige, da kun ørreder mærket i 2011 og 2012 har kunnet genfanges allerede efter den første sommer, mens de mærkede ørreder i 2010 først kunne genfanges efter den følgende vinter. Ørrederne mærket i 2010 kan dog sammenlignes med ørrederne mærket i 2011, hvor der også er genfangstdata efter den følgende vinter. Som følge af ændringen i befiskningshyppigheden fra 2011 udgør de direkte sammenlignelige resultater således kun genfangsterne det første hele år efter mærkningerne i 2010 og 2011 og genfangsterne efter den første sommer i 2011 og 2012.

3.2.3 Bestandstæthed

Alle størrelser

Den gennemsnitlige tæthed af ørred i alle størrelser på hele undersøgelsesstrækningen varierede mellem 14 og 39 ørred pr. 100 m vandløb (Figur 3.2). Sammenlignes tætheden mellem forsommerbefiskningerne, blev der observeret en forskel i tætheden mellem befiskningerne (Repeated Anova, $p<0,05$). Den laveste tæthed blev observeret under den første befiskning i forsommeren 2009. Ved de efterfølgende befiskninger i

forsommeren var der en stigning i bestandstætheden (Post hoc, p<0,05), med undtagelse af perioden fra 2011 – 2012 (Post hoc, p>0,05). Ses der på efterårsbefiskningerne blev der ikke observeret forskel i bestandstæthederne (Repeated Anova, p>0,05).

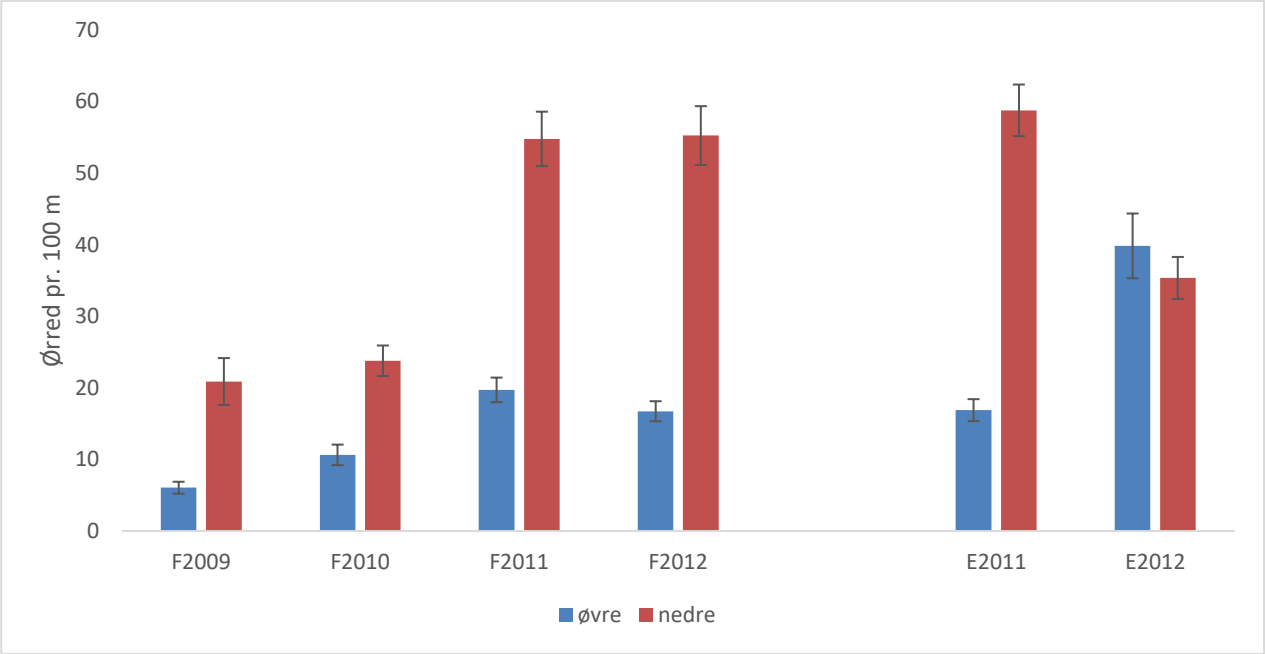


Figur 3.2: Den gennemsnitlige bestandstæthed af ørred (alle størrelser) pr. 100 m vandløb for alle delstrækninger på hele undersøgelsesstrækningen med SE angivet. F=forsommer og E=efterår.

På den øvre strækning alene blev der fundet en ørredtæthed mellem 6 og 40 ørred pr. 100 m vandløb (Figur 3.3). Her var der ligeledes forskel i bestandstætheden mellem forsommerbefiskningerne i undersøgelsesperioden (Repeated Anova, p<0,05). Den laveste tæthed blev observeret i 2009, og der var ved de efterfølgende befiskninger i kronologisk rækkefølge frem til forsommeren 2011 en stigning i bestandstætheden (Post hoc, p<0,05). Ses der på tætheden ved efterårsbefiskningerne var der for den øvre strækning en stigning i tætheden fra 2011 – 2012 (Repeated Anova, p<0,05).

På den nedre strækning varierede ørredtætheden mellem 21 og 59 ørred pr. 100 m vandløb (Figur 3.3). Bestandstætheden ændrede sig mellem forsommerbefiskningerne i løbet af undersøgelsesperioden (Repeated Anova, p<0,05). Der blev i 2009 og 2010 observeret en forholdsvis lav og stabil tæthed af ørred. Herefter steg bestandstætheden fra 2010 – 2011 (post hoc, p<0,05), for efterfølgende at ligge stabilt fra 2011 – 2012 (post hoc, p>0,05). Ses der på tætheden ved efterårsbefiskningerne var der for den nedre strækning, i modsætning til den øvre, et fald i tætheden fra 2011 – 2012 (Repeated Anova, p<0,05).

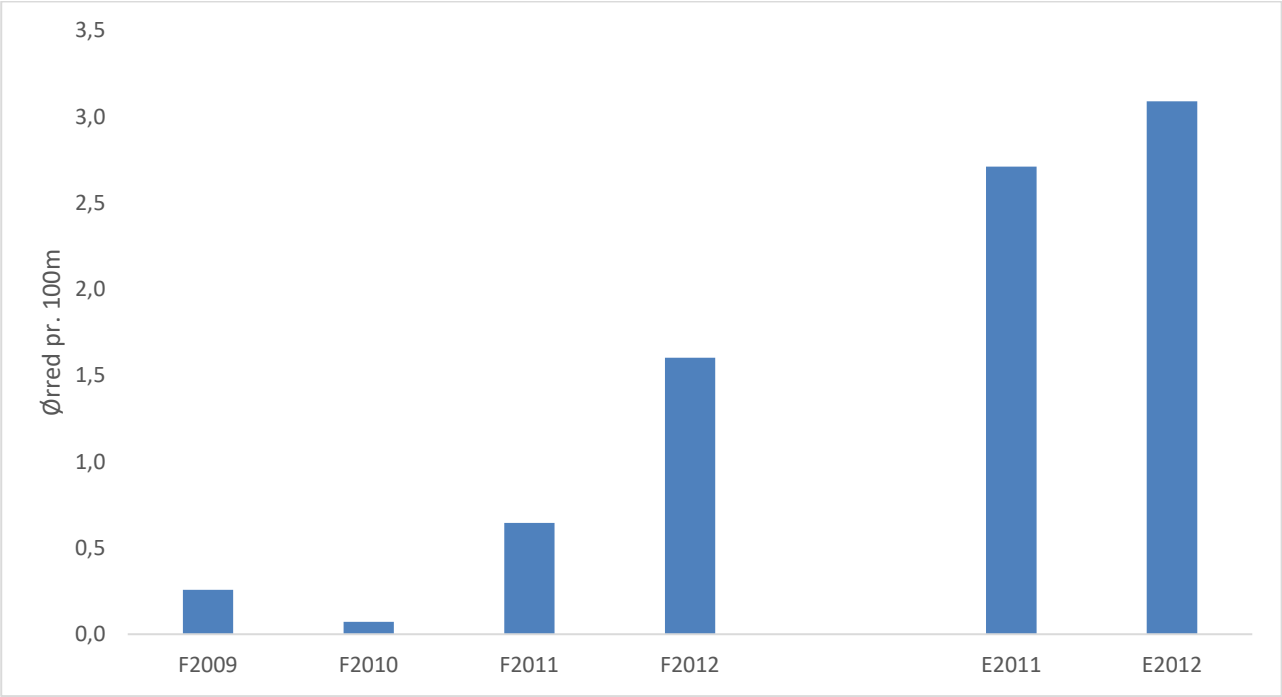
Der var mellem befiskningerne store variationer i tætheden mellem de enkelte 100 m delstrækninger (Bilag 5). Der var delstrækninger med en forholdsvis stabil ørredtæthed, der kunne være enten høj eller lav, og der var delstrækninger med en meget varierende ørredtæthed hen over undersøgelsesperioden. Desuden blev der, på nogle strækninger, observeret en lav tæthed om forsommeren, hvorimod tætheden var øget i efteråret.



Figur 3.3: Den gennemsnitlige bestandstæthed af ørred (alle størrelser) pr. 100 m vandløb for alle 100 m delstrækninger på henholdsvis øvre og nedre strækning med SE angivet. F=forsommer og E=efterår.

Større ørred

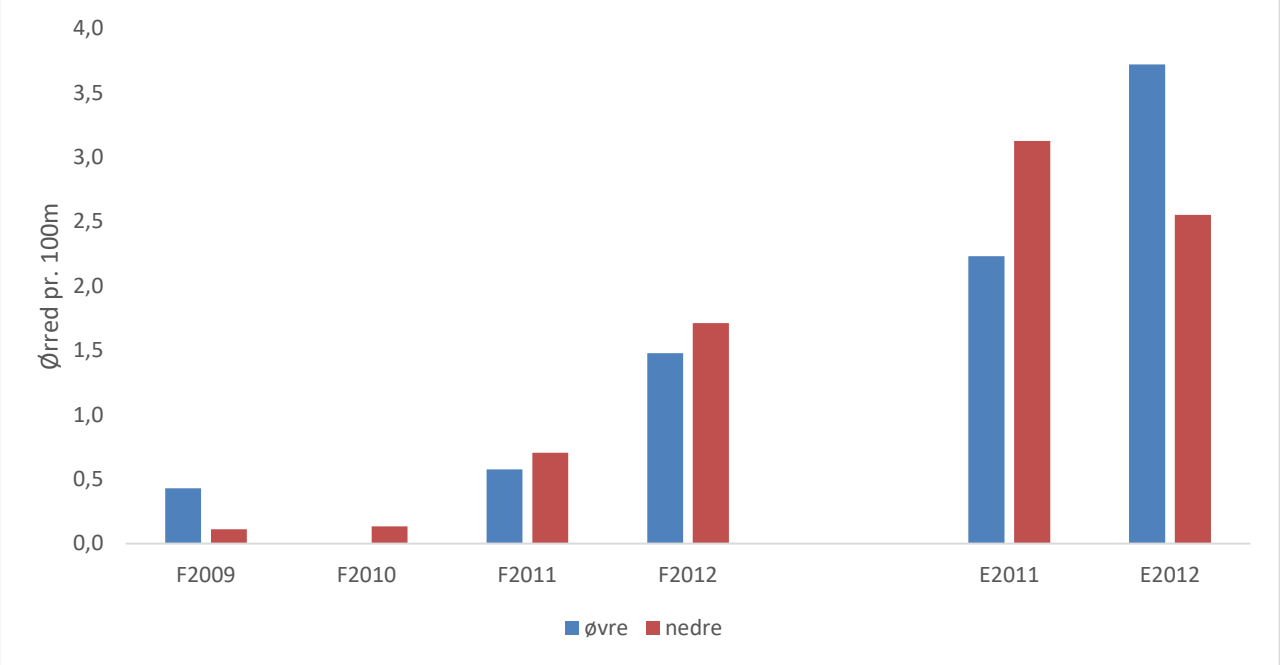
Tætheden af større ørreder ≥ 30 cm på hele forsøgsstrækningen under ét er vist i figur 3.4. Der var en stor variation i den gennemsnitlige tæthed (ca. 0,1 – 3,1 pr. 100 m vandløb). Tæthederne for ørred ≥ 30 cm er ikke sammenlignet statistisk mellem perioderne, da der var for få fangster til dette.



Figur 3.4: Den gennemsnitlige bestandstæthed af ørred (≥ 30 cm) pr. 100 m vandløb for alle 100 m delstrækninger på hele undersøgelsesstrækningen. F=forsommer og E=efterår.

Indenfor såvel den øvre som den nedre strækning var der betydelig variation i de gennemsnitlige tætheder for ørred ≥ 30 cm (Figur 3.5). På den øvre strækning varierede tætheden mellem 0 og 3,7 ørred pr. 100 m. Her var der en lav tæthed i forsommeren 2009, og ved den efterfølgende befiskning i forsommeren 2010 blev der slet ikke fanget ørred ≥ 30 cm på strækningen. Ved de følgende befiskninger blev der observeret højere tætheder.

På den nedre strækning varierede tæthederne mellem 0,1 og 3,1 ørred pr. 100 m (Figur 3.5). Her var der ligeledes en meget lav tæthed i 2009 – 2010 og efterfølgende højere tætheder. Generelt var der flest ørred ≥ 30 cm på den nedre strækning undtagen i foråret 2009 og efteråret 2012.

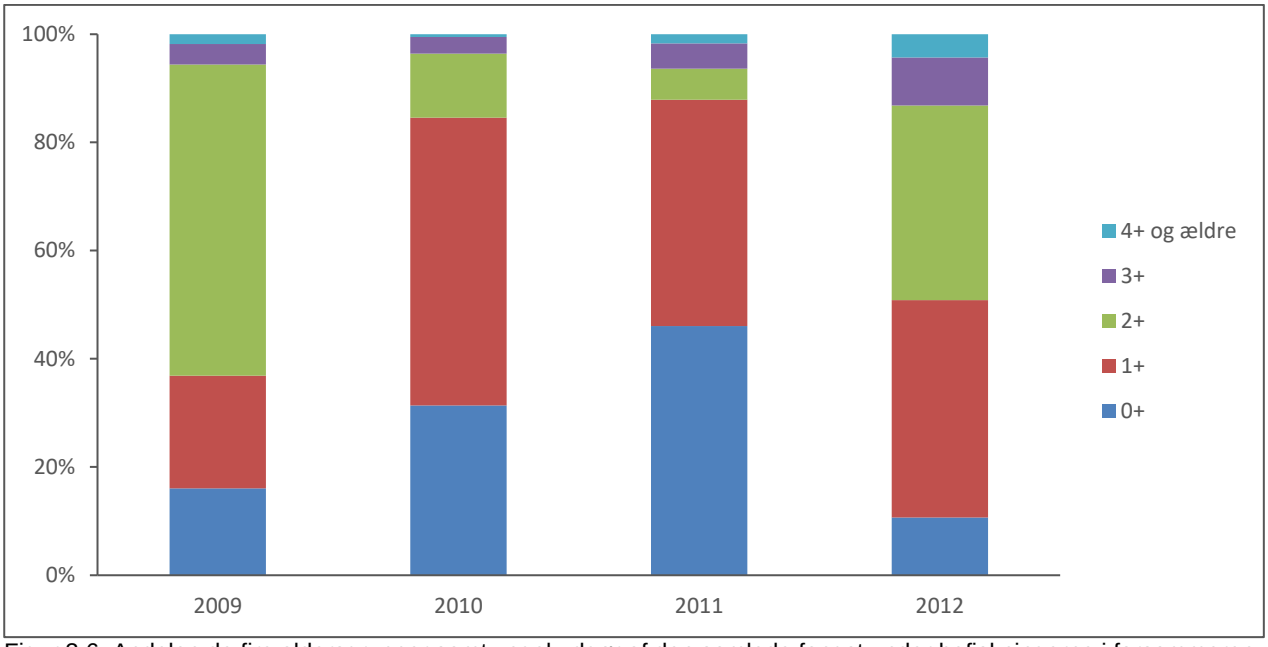


Figur 3.5: Den beregnede gennemsnitlige bestandstæthed af ørred (≥ 30 cm) pr. 100 m vandløb for alle 100 m delstrækninger på henholdsvis øvre og nedre strækning. F=forsommer og E=efterår.

Ørred ≥ 30 cm udgjorde, set over hele undersøgelsesperioden, en større andel af bestanden på den øvre strækning (gennemsnitligt 3,2 %) end på den nedre (gennemsnitligt 1,4 %) (χ2-test, $p < 0{,}001$). Ved de enkelte befiskninger udgjorde ørred ≥ 30 cm dog kun en signifikant højere andel af bestanden på den øvre strækning i efteråret 2011 og forsommeren 2012 (χ2-test, $p<0{,}05$).

3.2.4 Aldersfordeling

Andelen af ørreder i alderen 3+ og ældre er forholdsvis konstant trods et varierende rekrutteringsgrundlag (Figur 3.6). I 2009 udgjorde 2+ fisk en forholdsvis stor andel af ørredbestanden, men dette resulterede ikke i en høj tæthed af ældre ørred det efterfølgende år. Aldersgruppe 1+ udgjorde en forholdsvis stor andel af ørredbestanden i både 2010 og 2011 men kun i 2011 udgjorde denne kohorte en forholdsvis større andel af ørredbestanden det følgende år.



Figur 3.6: Andelen de fire aldersgrupper samt yngel udgør af den samlede fangst under befiskningerne i forsommeren 2009 (n=716), 2010 (n=947), 2011 (n=2018) og 2012 (n=1705).

3.2.5 Overlevelse

Ud fra genfangsterne af mærkede ørreder er overlevelsen indenfor forsøgsstrækningen bestemt. Det skal dog bemærkes, at der i 2010 var opsat PIT stationer, hvor der blev registreret en udvandring på 9,1 % af de mærkede ørreder fra undersøgelsesstrækningen (se afsnit 3.2.6). Den reelle overlevelse må altså have været højere end den beregnede overlevelse.

Kohorte overlevelse

Kohorte overlevelsen er bestemt for de mærkede ørreder, fra de blev mærket og frem til de efterfølgende befiskninger (Tabel 3.3). Det ses at ca. halvdelen af bestanden i 2011 overlevede frem til førstkommende efterår uanset alderen ved mærkning, mens overlevelsen i 2012 var ca. 36-37 % hos de yngre (aldersgruppe 1+ og 2+) og ca. 56 – 57 % hos de ældre ørreder.

Et helt år efter mærkning er der for aldersgrupperne 1+ til 3+ mellem ca. 7 og 13 % af de mærkede fisk i live. Der blev slet ikke genfanget fisk fra aldersgruppe 4+ og ældre efter ét år, men det skal bemærkes, at denne gruppe var fåtallig ved mærkningerne (5 stk. i 2010 og 19 i 2011).

Tabel 3.3: Kohorteoverlevelsen (%) hos de mærkede ørreder indenfor undersøgelsesområdet (øvre og nedre strækning kombineret) når der ikke tages hensyn til udvandring. Overlevelsen er baseret på den beregnede bestand af mærkede ørreder. F=forsommer, E=efterår.

Str. gruppe	Mærkeår	Kohorteoverlevelse (%) F2011	E2011	F2012	E2012
1+	2010	10,9 (8,7-13,1)	7,7 (5,6-9,7)	0,6 (0,1-1,1)	0,3 (0,0-0,8)
	2011		48,9 (44,9-52,8)	7,2 (6,0-8,3)	4,3 (2,6-6,0)
	2012				36,1 (25,2-46,9)
2+	2010	13,2 (7,9-18,6)	5,9 (2,1-9,7)	0	0
	2011		47,1 (36,8-57,4)	6,9 (3,7-10,1)	7,6 (1,9-13,4)
	2012				37 (30,9-43,2)
3+	2010	10,9 (2,1-19,8)	7,6 (0,0-16,5)	3,5 (0,0-9,4)	4,4 (0,0-13,2)
	2011		48,2 (33,2-63,2)	9,0 (4,5-13,5)	8,9 (0,0-19,4)
	2012				55,5 (38,3-72,6)
4+ og ældre	2010	0	0	0	0
	2011		54,8 (25,0-84,6)	0	0
	2012				56,8 (25,8-87,8)
Alle	2010	11,1 (9,3-13,2)	7,3 (5,4-9,1)	0,6 (0,2-1,0)	0,4 (0,0-1,1)
	2011		48,7 (45,2-52,3)	7,1 (6,0-8,2)	4,9 (3,2-6,5)
	2012				39,8 (34,7-44,9)

Aldersspecifik overlevelse

Den aldersspecifikke overlevelse, altså hvor der tages udgangspunkt i ørredernes alder ved mærkning eller seneste fangst, er vist i Tabel 3.4. Over sommeren var der en overlevelse mellem ca. 36 og 61 % for de fire aldersgrupper. Både set over et helt år og over vinteren (2011 – 2012) var overlevelsen væsentlig lavere, mellem 0 og 27,5 %.

Tabel 3.4: Den aldersspecifikke overlevelse indenfor undersøgelsesområdet (øvre og nedre strækning kombineret) mellem de befiskede perioder angivet i % (95 % C.L.). Aldersgruppen er bestemt ved størrelsen under befiskningerne i forsommeren. I perioden efterår 2011 til forsommer 2012 er aldersgruppen bestemt ud fra størrelsen i forsommeren 2011. F=forsommer, E=efterår.

Aldersgruppe	F2010-F2011	F2011-E2011	F2011-F2012	F2012-E2012	E2011-F2012
1+	10,8 (8,6-13,0)	48,1 (44,1-52,0)	7,2 (6,0-8,3)	36,1 (25,2-46,9)	11,8 (9,6-14,0)
2+	13,3 (8,0-18,7)	46,1 (36,5-55,7)	6,9 (3,7-10,1)	37,0 (30,9-43,2)	21,1 (14,2-27,9)
3+	8,9 (0,0-16,3)	54,7 (41,9-67,5)	11,2 (6,1-16,3)	49,2 (35,2-63,2)	27,5 (18,3-36,6)
4+ og ældre	NA	61,2 (39,8-82,7)	5,7 (0,9-10,5)	61,3 (37,7-84,8)	25,0 (13,3-36,7)

Det skal bemærkes, at tidsintervallerne mellem befiskningerne ikke er ens. For en direkte sammenlignelig dødelighed er den daglige specifikke dødsrate (z) beregnet (Tabel 3.5). Herved kan dødeligheden over sommeren og vinteren også sammenlignes. Generelt var der tendens til en bedre overlevelse hos de ældre ørreder, men der var kun signifikant forskel i overlevelsen mellem de enkelte aldersgrupper i perioden fra forsommer til efterår 2012 (LR, $P < 0,05$).

Tabel 3.5: Den daglige specifikke dødsrate (z)*10^{-3} mellem de befiskede perioder (95 % C.L.). Den specifikke dødsrate mellem aldersgrupperne i de enkelte perioder er sammenlignet ved lineær regressionstest. * = p < 0,05, NS = ikke signifikant, F=forsommer, E=efterår.

Aldersgruppe	F2010-F2011^{NS}	F2011-E2011^{NS}	F2011-F2012^{NS}	F2012-E2012*	E2011-F2012^{NS}
1+	6,24(6,21-6,27)	4,43(4,41-4,44)	6,82(6,80-6,84)	7,13(7,04-7,23)	9,67(9,60-9,73)
2+	5,65(5,52-5,78)	4,68(4,58-4,78)	6,91(6,76-7,06)	6,94(6,91-6,97)	7,05(6,74-7,36)
3+	6,79(6,11-7,48)	3,64(3,53-3,76)	5,66(5,51-5,81)	4,96(4,87-5,05)	5,85(5,56-6,14)
4+ og ældre	NA	2,96(2,68-3,25)	7,41(6,72-8,10)	3,43(3,27-3,58)	6,27(5,43-7,11)

3.2.6 Vandring i vandløbet

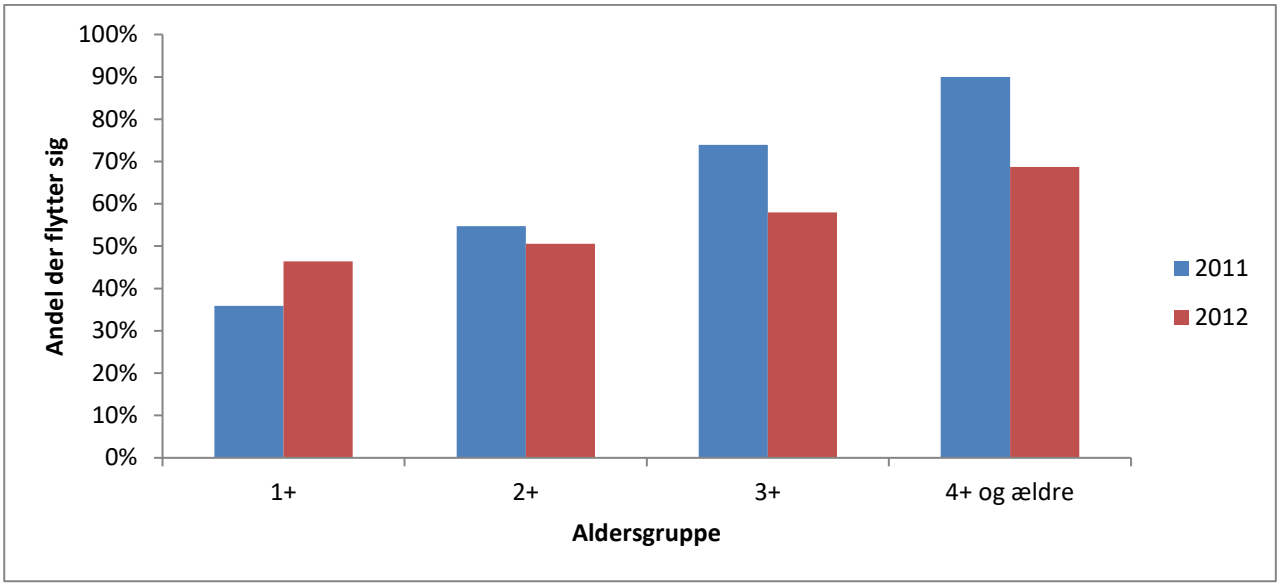
Bevægelse indenfor undersøgelsesområdet

På baggrund af den observerede fordelingen af mærkede ørreder på de enkelte delstrækninger under befiskningerne, er fiskenes bevægelse indenfor forsøgsstrækningen bestemt (Tabel 3.6). I perioden fra forsommer til efterår (2011 og 2012 kombineret) flyttede 45,5 % af de mærkede fisk sig, hvorimod 78 % flyttede sig set over et helt år (fra forsommer 2010 til forsommer 2011 og forsommer 2011 til forsommer 2012 kombineret). For de fisk der flyttede sig, var bevægelsen generelt på nogle få hunderede meter i sommerperioden, med en maksimal vandringslængde på 5100 m (Tabel. 3.6). Set over hele året var bevægelsen generelt noget længere og med den længste vandring på 5400 m.

Tabel 3.6: Fiskenes gennemsnitlige bevægelse fra mærkning til den efterfølgende befiskning i perioderne fra forsommer til efterår og forsommer til forsommer. Min- og maksværdier for vandring er angivet i parentes. Negative værdier angiver nedstrøms vandring. F=forsommer, E=efterår.

Periode	Aldersgruppe	Stationær	Vandret opstrøms		Vandret nedstrøms		Nettobevægelse	
							alle	vandrende
		n	*n*	*meter (min, maks)*	*n*	*meter (min, maks)*	*meter*	*meter*
F11-E11	1+	234	81	321 (100, 2300)	50	-352 (-100; -1900)	32	64
	2+	24	12	1033 (100; 3500)	17	-1082 (-100; -4500)	-113	-207
	3+	6	10	750 (100; 2300)	7	-543 (-100; -1300)	161	218
	4+ og ældre	1	4	500 (100; 900)	5	-800 (-100; -3100)	-200	-222
	Samlet	265	108	448 (100; 3500)	79	-544 (-100; -4500)	11	26
F12-E12	1+	30	16	788 (100;2800)	10	-530 (-100;-3700)	131	281
	2+	88	40	540 (100; 5100)	50	-232 (-100; -1300)	56	111
	3+	21	13	831 (100; 3300)	16	-419 (-100; -1300)	82	141
	4+ og ældre	5	6	200 (100; 700)	5	-640 (-100; -1100)	-125	-182
	Samlet	144	75	616 (100; 5100)	81	-331 (-100; -3700)	65	124
F10-F11	1+	1	20	1945 (100; 5400)	17	-2158(-100; -4800)	58	60
	2+		2	4050 (3000; 5100)	4	-1250 (-700; -1800)	517	517
	3+		1	300				
	4+ og ældre							
	Samlet	1	23	2057 (100; 5400)	21	-1985 (-100; -4800)	125	128
F11-F12	1+	21	23	1304 (100; 4500)	13	-385 (-100;-1200)	438	694
	2+	2	4	2450 (100; 5300)	2	-600 (-300; -900)	1075	1433
	3+	1	2	2200 (800; 3600)	1	-1100	825	1100
	4+ og ældre							
	Samlet	24	29	1524 (100; 5300)	16	-457 (-100; -1200)	535	820
F-E	Samlet	409	182	517 (100; 5100)	160	-436 (-100; -4500)	32	71
F-F	Samlet	25	52	1759 (100; 5400)	37	-1324 (-100; -4800)	373	478
Samlet	Samlet	434	234	793 (100; 5400)	197	-603 (-100; -4800)	77	155

Andelen af de mærkede fisk, der flyttede sig over sommeren er vist i Figur 3.7. Generelt er der en forholdsvis stor andel af fiskene, der flytter sig minimum mellem to delstrækninger, og det ses, at andelen stiger med alderen både i 2011 (LR, $p<0,001$) og 2012 (LR, $p<0,05$).



Figur 3.7: Andelen af de mærkede fisk, der mellem forsommer- og efterårsbefiskningen er genfanget udenfor den 100 m delstrækning hvor de blev mærket.

Bevægelse mellem øvre og nedre strækning

Bevægelse mellem den øvre og den nedre strækning blev i 2010 bestemt på baggrund af registreringer via den midterste PIT antenne (Tabel 3.7). Der var kun få fisk der vandrede mellem de to strækninger og ikke forskel på det samlede antal der vandrede op- hhv. nedstrøms (χ2-test, p>0,05).

Tabel 3.7: Antal ørreder, der via den midterste PIT antenne blev registreret flytte sig mellem den øvre og den nedre strækning fra forsommeren til efteråret 2010. $N_{øvre}$ er antal mærkede på øvre strækning. N_{nedre} antal mærkede på nedre strækning. $N_{øvre\text{-}nedre}$ antal mærkede, der skifter fra øvre til nedre strækning. og $N_{nedre\text{-}øvre}$ antal mærkede, der skifter fra nedre til øvre.

Aldersgruppe	$N_{øvre}$	$N_{øvre\text{-}nedre}$	N_{nedre}	$N_{nedre\text{-}øvre}$
1+	124	1 (0,8 %)	380	18 (4,7 %)
2+	57	4 (7,0 %)	55	8 (14,5 %)
3+	13	4 (30,8 %)	16	2 (12,5 %)
4+ og ældre	0	-	5	-
Alle	194	9 (4,6 %)	456	28 (6,1 %)

Bevægelse mellem øvre og nedre strækning er ligeledes bestemt på baggrund af mærkning og genfangst indenfor undersøgelsesområdet (Tabel 3.8). Den samlede bevægelse i løbet af sæsonen 2011 og 2012 er i nogenlunde samme størrelsesorden som bevægelsen registreret ved PIT antennen i 2010. For alle aldersgrupper samlet var der ikke forskel på andelen, der bevægede sig fra nedre til øvre strækning henholdsvis øvre til nedre strækning fra forsommer – efterår 2011 (χ2-test, p>0,05), mens der i 2012 var en større andel der flyttede sig fra den nedre til den øvre strækning end omvendt (χ2-test, p<0,05). Der er altså overensstemmelse i bevægelsen mellem øvre og nedre strækning i 2010 og 2011, mens resultaterne viser en større opstrøms-bevægelse i 2012.

Tabel 3.8: Bevægelsen mellem øvre og nedre strækning fra mærkning til genfangst. N_{mrk} er antal mærkede og N_{genf} er antal genfangede fisk.

Periode	Aldersgruppe	Nedre-Øvre		Øvre-Nedre	
		N_{mrk}_Nedre (%)	*N_{genf}_Øvre (%)*	*N_{mrk}_Øvre (%)*	*N_{genf}_Nedre (%)*
2011	1+	271	5 (1,8 %)	94	2 (2,1 %)
	2+	33	4 (12,1 %)	20	4 (0,2 %)
	3+	14	4 (28,6 %)	9	1 (11,1 %)
	4+	8	1 (12,5 %)	2	0 (0 %)
	Alle	327	14 (4,3 %)	125	7 (5,6 %)
2012	1+	24	8 (33,3 %)	32	1 (3,1 %)
	2+	108	5 (4,6 %)	70	3 (4,3 %)
	3+	26	3 (11,5 %)	24	0 (0 %)
	4+	8	0 (0 %)	8	0 (0 %)
	Alle	167	16 (9,6 %)	134	5 (3,7 %)

Udvandring fra undersøgelsesstrækningen

På baggrund af registreringer på PIT stationerne i 2010 blev andelen af fiskene, der vandrede ud af forsøgsstrækningen registreret til at være 9,1 % i perioden, hvor antennerne var i drift (Tabel 3.9). Dette er et minimumsestimat, da PIT stationerne ikke er 100 % effektive og ikke var i drift i hele perioden. Langt den største del af udvandringen blev registreret i oktober, hvor der blev registreret en opstrøms bevægelse både mellem de to strækninger og ud af undersøgelsesområdet opstrøms (detaljer ikke vist).

Tabel 3.9: Udvandringen fra undersøgelsesstrækningen gennem sommeren og efteråret 2010 registreret af PIT stationerne. N_{mrk} er antal mærkede fisk, $N_{opstrøms}$ og $N_{nedstrøms}$ antal mærkede fisk der udvandrede opstrøms, hhv. nedstrøms. N_{Total} den samlede udvandring (opstrøms og nedstrøms kombineret).

Aldersgruppe	N_{mrk}	$N_{Opstrøms}$	$N_{Nedstrøms}$	N_{Total}
1+	504	40 (7,7 %)	4 (0,8 %)	44 (8,7 %)
2+	112	12 (10,7 %)	1 (0,9 %)	13 (11,6 %)
3+	29	2 (6,9 %)	0	2 (6,9 %)
4+ og ældre	5	0	0	0
Samlet	650	54 (8,3 %)	5 (0,8 %)	59 (9,1 %)

3.2.7 Vækst

Genfangster af mærkede ørreder viste en gennemsnitlig daglig længdevækst på 0,45 mm (min 0,02; max 0,90 mm) over sommerperioden (2011 og 2012 kombineret). Ved en vækstperiode på 8 måneder vil det svare til en årlig tilvækst på gennemsnitligt 11,0 cm. Det skal her bemærkes, at den observerede vækst er for perioden forsommer til efterår, hvor ørreden har sin højeste vækstrate, og den reelle daglige længdetilvækst set over hele vækstperioden (altså hvor forårsperioden indregnes) vil være lavere.

Den specifikke daglige vækstrate (G) (både længde og vægt) er størst for yngre fisk og aftager med stigende alder i perioden forsommer til efterår (Multiple range test, $p<0,05$). Både længdevæksten og vægtøgningen var væsentlig større i sommeren 2011 end i 2012 for aldersgrupperne 1+ til 3+ (Tabel 3.10 og 3.11).

Tabel 3.10: Gennemsnitlig specifik daglig vækstrate (længde - G_L) (95 % C.L.) for hver aldersgruppe mellem de befiskede perioder. Perioderne F11-E11 og F12-E12 samt F10-F11 og F11-F12 er for de enkelte aldersgrupper sammenlignet statistisk ved en Mann-Whitney test. *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, NS=ikke signifikant, NA=test ikke mulig at udføre, ND=ingen data, F=forsommer, E=efterår.

Aldersgruppe	F11-E11	F12-E12	F10-F11	F11-F12	E11-F12
1+	2,91(±0,06)*10^{-3}	2,21(±0,09)*10^{-3} ***	1,84(±0,08)*10^{-3}	1,86(±0,06)*10^{-3} NS	1,03(±0,08)*10^{-3}
2+	2,56(±0,14)*10^{-3}	1,82(±0,07)*10^{-3} ***	1,61(±0,12)*10^{-3}	1,78(±0,09)*10^{-3} NS	0,92(±0,20)*10^{-3}
3+	1,57(±0,20)*10^{-3}	1,24(±0,10)*10^{-3} **	0,75*10^{-3}	1,06(±0,12)*10^{-3} NA	0,41(±0,11)*10^{-3}
4+ og ældre	1,31(±0,19)*10^{-3}	8,71(±0,17)*10^{-4} NA	ND	ND	ND

Tabel 3.11: Gennemsnitlig specifik daglig vækstrate (vægt - G_W) (95 % C.L.) for hver aldersgruppe mellem de befiskede perioder. Perioderne F11-E11 og F12-E12 samt F10-F11 og F11-F12 er for de enkelte aldersgrupper er sammenlignet statistisk ved en Mann-Whitney test. *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, NS=ikke signifikant, NA=test ikkemulig at udføre, F=forsommer, E=efterår.

Aldersgruppe	F11-E11	F12-E12	F10-F11	F11-F12	E11-F12
1+	7,91(±0,19)*10^{-3}	5,35(±0,33)*10^{-3} ***	5,50(±0,29)*10^{-3}	5,51(±0,60)*10^{-3} NS	3,85(±0,60)*10^{-3}
2+	7,42(±0,68)*10^{-3}	4,69(±0,34)*10^{-3} ***	4,72(±0,56)*10^{-3}	4,86(±1,5)*10^{-3} NS	2,92(±0,30)*10^{-3}
3+	4,70(±0,68)*10^{-3}	3,52(±0,71)*10^{-3} ***	2,40*10^{-3}	3,08(±0,61)*10^{-3} NA	1,25*10^{-3}
4+ og ældre	4,19(±0,69)*10^{-3}	2,84(±0,63)*10^{-3} NA	ND	ND	ND

Set over et helt år fra mærkningen i forsommeren til genfangst den følgende forsommer (2010 – 2011 og 2011 – 2012), blev der ligeledes generelt observeret aftagende vækst med alderen både for længde og vægt (Multiple range test, p<0,05) (i perioden forsommer 2011 til forsommer 2012 var der dog ikke signifikant forskel mellem 1+ og 2+).

Der var ikke forskel i vækstraten, i perioden mellem befiskningerne i forsommeren 2010 – 2011 og forsommeren 2011 – 2012, for de enkelte aldersgrupper, hverken for længdevæksten eller for vægtøgningen.

3.2.8 Rekruttering af større ørred

Ved anvendelse af den specifikke vækstrate (G_L), bestandsstørrelse ved befiskningen i forsommeren, dødeligheden og længdefordeling ved forsommerbefiskningen er det beregnet hvor mange ørreder der i løbet af sommerperioden vokser ind i gruppen ≥ 30 cm (Bilag 6). Beregningerne viser, at i perioden fra 14. maj til 25. oktober 2011 (vækstperiode på 165 dage), ville en ørred med en gennemsnitlig længde på 22,3 ±0,6 (95 % C.L.) cm ved forsommerbefiskningen kunne nå en størrelse på 30 cm ved efterårsbefiskningen. Der er naturligvis variation og det skal bemærkes, at den mindste fisk, der faktisk nåede en længde på ≥ 30 til efteråret var 21 cm i forsommeren.

De samme beregninger er lavet for 2012, hvor den gennemsnitlige vækst var lavere. Her viste beregningerne, at en gennemsnitlig ørred på 24,6 ±0,4 (95 % C.L.) cm, i perioden fra den 4. juni til den 24. oktober (vækstperiode på 143,5 dage), ville kunne nå en størrelse på 30 cm. Den mindste fisk, der i efteråret 2012 nåede en længde på ≥ 30 cm var 23,2 cm i forsommeren.

Da der ikke blev elektrofisket i efteråret 2010, er den præcise vækstrate mellem forsommer og efterår derfor ikke kendt for dette år. Men ved en vækstrate svarende til gennemsnittet for 2011-2012, ville ørreder med en gennemsnitlig længde på 23,3 ±0,5 (95 % C.L.) cm i perioden fra 26. maj til 27. oktober 2010 kunne nå en størrelse på 30 cm.

Den beregnede rekruttering af ørreder på hele undersøgelsesområdet til gruppen af fisk ≥ 30 cm fra forsommeren til efterårsbefiskningen var i 2010 på 25 (95 % C.L., 1 – 52) ørreder (Bilag 6), hvilket sammen med bestanden i starten af sæsonen (6 stk.) giver en beregnet bestand på 31 (95 % C.L. 7 – 58) ørreder.

I 2011 og 2012 var den beregnede rekruttering på 60 (95 % C.L. 4 – 115) hhv. 76 (95 % C.L. 23 – 129) og med den bestand der fandtes i forsommeren, betyder det, at den beregnede bestandsstørrelse ved efterårsbefiskningen var 113 (95 % C.L. 57 – 168) i 2011 og 165 (95 % C.L. 112 – 218) ≥ 30 cm i 2012.

Den reelle forøgelse i bestanden af større ørred, der blev observeret under efterårsbefiskningerne, var dog hhv. 166 (95 % C.L. 133 – 199) og 76 (95 % C.L. 50 – 102) i 2011 og 2012. Det skal bemærkes, at der ved beregning af rekrutteringen ikke er taget højde for indvandring/udvandring.

3.3 Lystfiskeri

Der er i undersøgelsesperioden fisket 239 timer fra 2010 – 2012 fordelt på 75 fisketure (Tabel 3.12). Der blev fanget 116 ørreder mellem 12 og 38 cm (Bilag 7). Af fangsterne var 28 ørreder ≥ 30 cm og af de 75 fisketure blev der slet ikke fanget fisk på de 35 af turene. Antalsmæssigt varierede fangsterne meget mellem de enkelte dage, hvor der nogle dage var store fangster, mens der de fleste dage enten ikke blev fanget noget eller kun ganske få ørreder.

Tabel 3.12: Oversigt over samlet antal fisketure, antal timer der er fisket, antal ture hvor der blev fanget ørred, antal ørreder der blev fanget totalt i alle størrelser (Fangst), antal ørreder ≥ 30 fanget og antal af disse der blev hjemtaget i fiskesæsonerne 2010, 2011 og 2012.

Fiskesæson	Antal fisketure	Antal timer	Ture med fangst	Fangst	Fangst ≥ 30 cm	Hjemtaget fangst ≥ 30 cm
2010	12	39	7	11	2	0
2011	32	109	21	84	20	5
2012	31	91	13	21	6	6

De to strækninger (øvre og nedre) var i undersøgelsesperioden på skift lukket for fiskeri. I 2010 og 2011 var der lukket for fiskeri på den øverste strækning, hvorimod der i 2012 var lukket for fiskeri på den nederste strækning. Generelt var bestandstætheden af ørreder ≥ 30 cm nogenlunde ens på øvre og nedre strækning i forsommeren 2011 og 2012. Det er bemærkelsesværdigt at der blev observeret en højere tæthed på den nedre strækning end den øvre i efteråret 2011 (se afsnit 3.2.3), hvor fiskeriet havde været åbent på den nedre strækning. Det samme var tilfældet på den øvre strækning i efteråret 2012, hvor fiskeriet havde været åbent på denne strækning. Det ser altså ikke ud til at lystfiskeriet har en negativ effekt på ørredbestanden.

Andelen af den beregnede aktuelle bestand af ørred ≥ 30 cm (Bilag 6) fanget ved lystfiskeri, var på dage med fangst gennemsnitligt 4,5 % (min 1,4; maks. 17,9) (Tabel 3.13). I 2010 var den beregnede bestand dog meget lav i starten af sæsonen (6 stk.) og fangsten af bare én fisk udgjorde derfor en stor andel af bestanden. De høje værdier i tabel 3.13 er begge observeret i starten af sæsonen 2010 hhv. 2011, hvor bestanden dog var meget lav i 2010. Når ture uden fangst inkluderes, var den gennemsnitlige andel af bestanden af ørred ≥ 30 cm der blev fanget pr. fisketur 1,86 % i 2010, 1,21 % i 2011 og 0,35 % i 2012.

Lystfiskeriet fjernede gennemsnitligt over hele perioden 2010 – 2012 1,1 % af bestanden pr. tur med fangst (Tabel 3.13). Hvis der i 2011 ikke var blevet genudsat mange ørreder kunne dette tal have været væsentlig højere, nemlig 4,5 %, og dødeligheden som følge af fiskeri dermed betydeligt større.

Tabel 3.13: Den aktuelle beregnede bestand af større ørred ≥ 30 cm på dage hvor der er fanget større ørred, antal større ørred der er fanget og antal der er hjemtaget på strækningen åben for fiskeri (nedre: 2010-2011, øvre: 2012). Fangsten i forhold til antal timer der er fisket (CPUE) er angivet.

Stræk -ning	Dato	Beregnet bestand	Fangst	% af bestand fanget	Fangst hjemtaget	% af bestand hjemtaget	CPUE
Nedre	19-06-2010	6	1	16,7	0	0	1
	05-09-2010	18	1	5,7	0	0	0,25
	Middel 2010			***11,2***	***0***	***0***	***0,63***
Nedre	08-06-2011	39	7	17,9	0	0	0,88
	15-06-2011	43	1	2,3	0	0	0,33
	07-07-2011	54	1	1,9	0	0	0,25
	12-07-2011	53	1	1,9	0	0	0,5
	26-07-2011	63	1	1,6	0	0	0,25
	08-08-2011	69	2	2,9	2	2,9	0,24
	16-09-2011	72	1	1,4	1	1,4	0,2
	27-09-2011	71	1	1,4	1	1,4	0,4
	04-10-2011	70	2	2,9	0	0	2
	12-10-2011	69	1	1,5	1	1,5	0,4
	15-10-2011	68	2	2,9	0	0	0,31
	Middel 2011			***3,5***	***5***	***0,65***	***0,52***
Øvre	12-06-2012	47	1	2,1	1	2,1	0,67
	11-07-2012	54	3	5,5	3	5,5	1,03
	09-08-2012	59	2	3,4	2	3,4	0,67
	Middel 2012			***3,7***	***6***	***3,7***	***0,79***
	Middel 2010-2012			***4,5***		***1,1***	***0,59***

Ved en samlet opgørelse over hele sæsonen havde lystfiskerne i 2011 landet 20 bækørred ≥ 30 cm svarende til 14,1 % af efterårsbestanden (Tabel 3.14). Grundet genudsætning var dødeligheden dog kun 3,5 %, under forudsætning af at genudsatte fisk overlever. I 2012 blev der fanget 6 bækørreder ≥ 30 cm, der alle blev hjemtaget, svarende til 6,3 % af den samlede bækørredbestand ≥ 30 cm på strækningen åben for fiskeri. Der er ikke lavet en samlet opgørelse fra 2010, da der ikke blev lavet en bestandsanalyse i efteråret.

Lystfiskeriet var meget størrelsesselektivt med forholdsvis flere fangster af de større ørreder og færre fangster af de mindre (Tabel 3.14 og 3.15). Set over årene 2011 og 2012 kombineret blev der fanget en langt større andel af bestanden af ørred ≥ 30 cm end der blev af de mindre ørreder (26 ørreder ≥ 30 cm ud af en bestand på 238 hhv. 79 ørreder < 30 cm af en bestand på 1726) (χ2-test, p<0,001).

Tabel 3.14: Bestanden af ørreder ≥ 30 cm på strækningen åben for fiskeri ved efterårsbefiskningen, fangsten i løbet af sæsonen, andelen af bestanden (%) fanget af lystfiskere, antal fisk hjemtaget og andelen hjemtaget i 2011 og 2012.

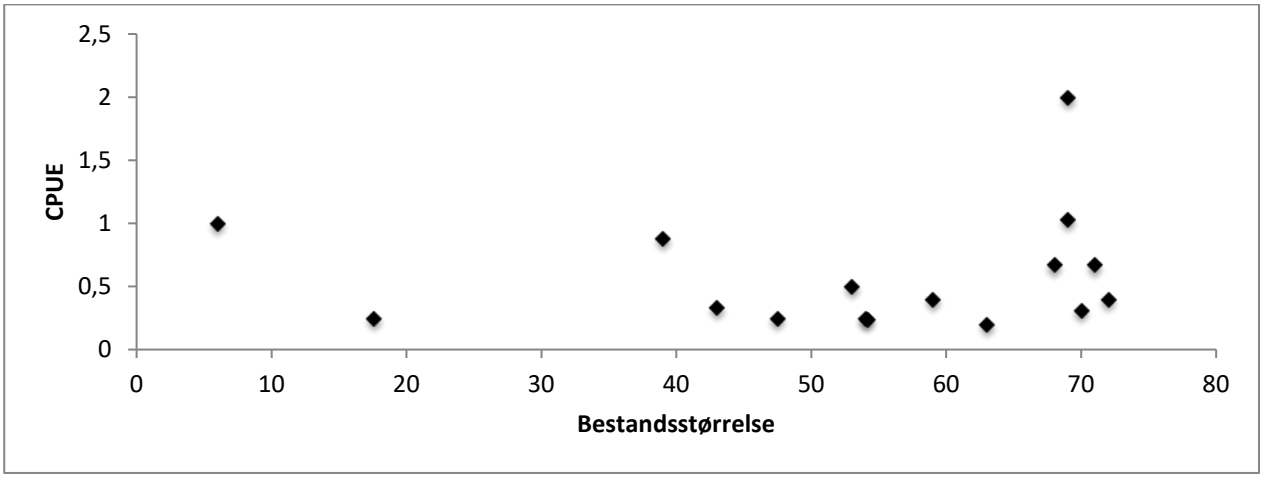
År	Bestand	Fangst	Fangstandel (%)	Hjemtaget	Andel hjemtaget (%)
2011	137	20	14,1%	5	3,5%
2012	91	6	6,3%	6	6,3%

Tabel 3.15: Bestanden af ørreder mellem 13-29,9 cm på strækningen åben for fiskeri ved efterårsbefiskningen, fangsten i løbet af sæsonen, andelen af bestanden (%) fanget af lystfiskere og gennemsnitlig CPUE i 2011 og 2012.

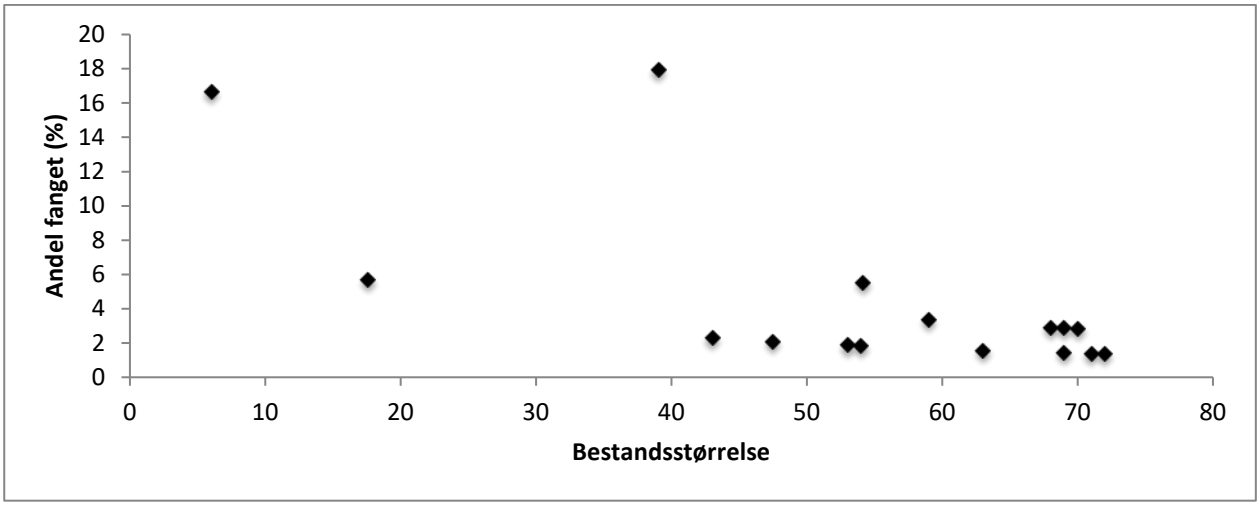
År	Bestand	Fangst	Fangstandel (%)	Middel CPUE
2011	1357	64	4,7	0,59
2012	369	15	4,1	0,16

Fangsten af ørred ≥ 30 cm pr. time (CPUE – Catch Per Unit Effort) var, på dage hvor der blev fanget fisk, forholdsvis stabil (0,51 – 0,62 i årene 2010 – 2012) (Figur 3.8, Tabel 3.13). CPUE var uafhængig af bestandsstørrelsen (LR, p>0,05). Særligt ved lave bestandsstørrelser fangede lystfiskerne en større andel af ørrederne ≥ 30 cm (Figur 3.9).

Den gennemsnitlige CPUE for ørred ≥ 30 cm når ture uden fangst inkluderes, lå på 0,10 i 2010, 0,18 i 2011 og 0,08 i 2012. Gennemsnitligt er der, set over hele undersøgelsesperioden, fanget én ørred ≥ 30 cm på ca. 8,5 timers fiskeri, når ture uden fangst inkluderes.



Figur 3.8: CPUE for ørred ≥ 30 cm i forhold til den beregnede aktuelle bestandsstørrelse på dage hvor der blev fanget ørred ≥ 30 cm.



Figur 3.9: Andel af bestanden ≥ 30 cm, der fanges af lystfiskere på dagene med fangst af ørred ≥ 30 cm i forhold til bestandsstørrelsen på strækningen åbent for fiskeri (2010 & 2011: nedre, 2012: øvre).

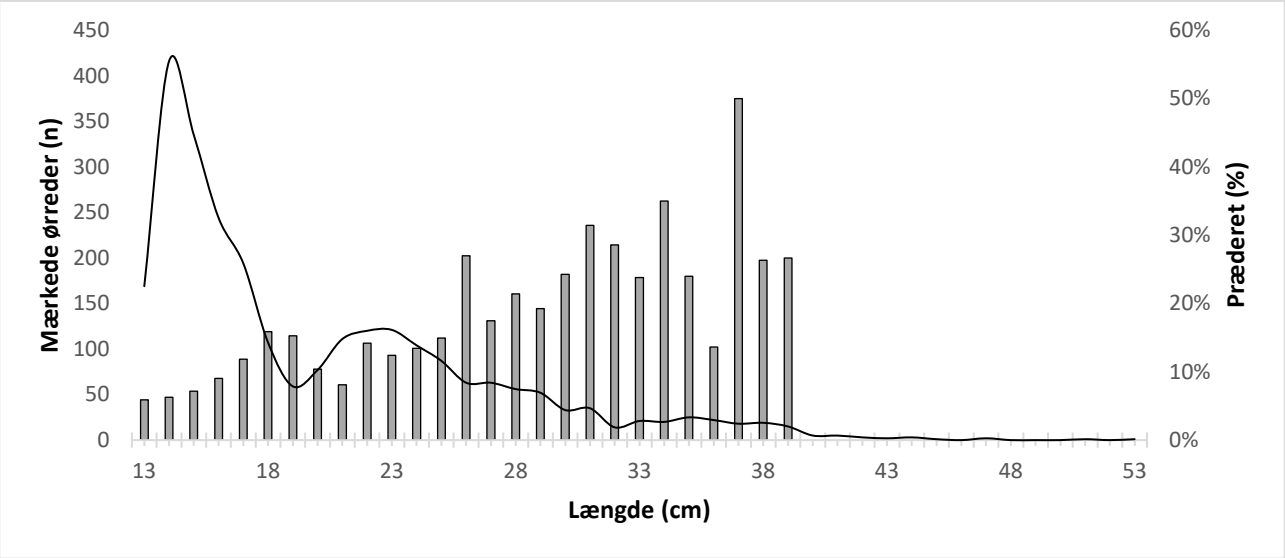
3.4 Prædation fra skarv

Efter afslutning af feltarbejdet blev der ved en tilfældighed observeret en skarvrasteplads i nærheden af Gram by ca. 10 km fra undersøgelsesstrækningen. Foruden denne rasteplads er der i forbindelse med andre projekter udført af DTU Aqua scannet efter PIT mærker på en række lokaliteter forskellige steder i landet. På rastepladsen ved Gram og nogle af de øvrige undersøgte lokaliteter blev der fundet PIT mærker fra fiskene mærket i Nørreå (Tabel 3.16). Af de 2625 PIT mærkede ørreder er mærkerne fra 319 ørreder (12,2 %) genfundet under skarvrastepladser og -kolonier. Det skal bemærkes, at effektiviteten ved scanningerne af rastepladsen nær Gram gennemsnitligt var 69 %, og at PIT mærker fra fisk ædt af skarv kan være havnet andre steder, der ikke er undersøgt (Boel 2012). Den reelle dødelighed forårsaget af prædation fra skarv er derfor højere end observeret.

Tabel 3.16: Fund af PIT mærker under scannede skarvrastepladser og -kolonier. *=Kun mærker, der først er registreret ved den aktuelle scanning.

Rasteplads/koloni	Fundne mærker	Dato for fund
Hald Sø	1	Jan 2012
Olsens Pold (Ringkøbing Fjord)	1	Sep 2016
Kongeåen (Knagemølle)	7	Mar 2016
Gram	214	Jan 2013
Gram	75*	Mar 2014
Gram	20*	Apr 2016
Kulsø (Skjern Å)	1	Mar 15

Selv om der i bestanden var en stor overvægt af mindre ørreder, blev der fundet en højere prædation på større ørreder (Figur 3.10). Det fremgår tydeligt, at graden af prædation fra skarv øges med fiskens størrelse. Den største ørred, der blev genfundet under en skarv rasteplads, målte 39 cm (målt under seneste befiskning). Der var kun få mærkede fisk over 39 cm (23 mærkede ørred ≥ 40 cm) og ingen af disse blev genfundet på rastepladserne.



Figur 3.10: Antal mærkede ørreder i forhold til længden ved mærkning eller seneste genfangst (markeret med streg, y-aksen til venstre) og andelen af de mærkede ørreder hvor mærket er genfundet under skarvrastepladser og -kolonier (søjler, y-aksen til højre).

Genfund af PIT mærker er også opgjort for fisk, der er mærket i de enkelte år (Tabel 3.17). Denne opgørelse viser, at prædationen fra skarv er øget fra 2010 til 2011/2012 (χ2-test, $p<0,05$). Også for de andre arter der blev mærket ved denne undersøgelse er der fundet betydelige andele under skarvrastepladserne, med helt op til 29 % for stalling (Tabel 3.18).

Tabel 3.17: Antal mærkede ørred og antal mærker der er genfundet under skarvrastepladser og -kolonier i perioden 2013-2016 for mærkeårene 2010, 2011 og 2012.

Mærkeår	Mærket (n)	Genfund n (%)
2010	650	55 (8,5)
2011	1038	127 (12,2)
2012	937	137 (14,6)

Tabel 3.18: Antal mærkede aborre, gedde, skalle, stalling, strømskalle og ørred samt antal mærker der er genfundet under skarvrastepladser og -kolonier i perioden 2013-2016.

Art	Antal mærket	Genfund n (%)
Aborre	48	3 (6,3)
Gedde	76	6 (7,9)
Skalle	12	2 16,7)
Stalling	128	37 (28,9)
Strømskalle	59	9 15,3)
Ørred	2625	319 (12,2)

4. Diskussion

På baggrund af de observerede bestandstætheder på strækningerne, der var åben hhv. lukket for fiskeri, kunne der ikke påvises en direkte betydning af lystfiskeriet på bestandsstørrelsen af bækørred. Dødeligheden som følge af fiskeri og dermed betydningen af lystfiskeri på ørredbestanden er naturligvis afhængig af om fiskene bliver hjemtaget eller genudsat efter fangst. I nærværende undersøgelse fangede lystfiskerne trods det forholdsvis begrænsede fiskeri en stor andel af ørrederne ≥ 30 cm, men en stor del af fangsten blev i 2011 genudsat (Table 3.14). At genudsætning efter fangsten også gavner bestanden forudsætter dog, at ørrederne overlever efter genudsætningen.


Lystfiskerfanget bækørred fotograferet skånsomt i vandet inden genudsætning.

Litteraturen beskriver generelt en lav dødelighed hos ørreder der er genudsat efter fangst. Der er beskrevet dødeligheder mellem ingen dødelighed og op til 5 % (Boyd et al. 2010, Turunen og Suurunen 1996, Mitterlehner 1997). Omfanget af skade på fiskene som følge af krogningen varierer dog med typen af grej, der anvendes. Således fandt Meka (2004) mere omfattende skader hos fiskene ved brug af spinnegrej end ved brug af flue, der var den hyppigst anvendte grejtype i denne undersøgelse (Bilag 7). Overlevelsen ved genudsætning er meget påvirket af vandtemperaturen (Dempson et al 2002). Ved tempetaturer over 16 grader frarådes genudsætning. Stresspåvirkning og krogskader ved genudsætning kan desuden være højere hvis fiskene tages ud af vandet (Wedemeyer og Wydoski 2008), og hvis de fanges af lystfiskere, der er mindre erfarne i håndteringen af fangsten (Meka 2004). I nærværende undersøgelse var næsten alle

fiskere erfarne å-fiskere, og dette antages derfor, at der i nærværende undersøgelse ikke var en nævneværdig dødelighed forbundet med fangst og genudsætning.

At der ikke kan påvises en effekt af lystfiskeriet betyder dog ikke, at lystfiskeri generelt er uden betydning for ørredbestande. F.eks. fandt Brana et al. (1992), at lystfiskeri kan påvirke ørredbestande betydeligt, både ved at reducere bestanden som sådan, men især ved at fjerne de største ørreder i bestanden. Tidligere undersøgelser i flere jyske vandløb har også vist, at lystfiskeri kan have en betydelig indflydelse på bestandsstørrelsen af større bækørreder (Pedersen og Geertz-Hansen 2001, Pedersen et al. 2003).

Pedersen og Geertz-Hansen (2001) undersøgte lystfiskeriets fangster af ørred i Trend Å og Hover Å. I Trend Å blev der i gennemsnit fanget mellem 21 og helt op til 131 % af bestanden af vilde ørreder, og fangsterne var altså delvist baseret på indvandring af ørreder fra andre steder i vandløbet. Også i Hover Å fangede lystfiskerne en stor andel (77%) af den vilde bestand af ørreder over 30 cm. Der foreligger dog ikke oplysninger om omfanget af fiskeriet i de to vandløb. Også Nielsen (1994) fandt at en meget stor andel af en ørredbestand kunne blive fanget ved et begrænset lystfiskeri. I den øvre Gudenå blev der ved blot 2 timers fiskeri fanget hele 2,4 % af ørredbestanden på en flere km lang strækning. Forskellene mellem vandløbene kan skyldes genudsætning og forskelle i hvor fangbare de forskellige stammer er, da fangbarheden kan variere mellem forskellige ørredstammer (Favro et al. 1986, Skurdal et al. 1989, Linløkken 1995, Pedersen et al. 2003).

Når der ikke kan konstateres en negativ effekt af lystfiskeriet på bestandsstørrelsen i Nørreå, hænger det udover genudsætning sandsynligvis sammen med en begrænset fiskeriindsats. Ved fiskeriet blev der i gennemsnit fanget én ørred ≥ 30 cm for hver 8,5 timers fiskeri. Det er altså klart, at der med et mere omfattende fiskeri også ville være fanget væsentlig flere fisk.

Den andel af en ørredbestand, der bliver fanget, har generelt vist sig at være størst ved forholdsvis små bestande (Peterman og Steer 1981, Bannerot og Austin 1983, Shardlow et al. 1985, Mills et al. 1986, Pedersen et al. 2003). Det samme er tilfældet under nærværende undersøgelse. F.eks. blev der i Nørreå, på bare én dag, fanget 18 % af ørredbestanden ≥ 30 cm, hvilket viser hvor effektivt lystfiskeriet kan være. I overensstemmelse med hvad Mills et al. (1986) fandt for havørred, ændredes fangsten i forhold til fiskeriindsatsen (CPUE) ikke væsentligt med stigende bestandsstørrelse. Årsagen til dette kan være at fiskene ved lave tætheder fortrinsvis er samlet i områder med forhold, som lystfiskeren har erfaring for kan være gode for større ørreder.

Lystfiskeri efter ørreder i vandløb kan være størrelsesselektivt, og det er af flere forfattere vist, at der fanges en større andel af bestanden af store ørreder end af mindre ørreder (Pedersen og Geertz-Hansen 2001, Pedersen et al. 2003, Favro et al. 1986, Skurdal et al. 1989, Tsuboi et al. 2016, Tsuboi og Endou 2008). Dette var også tilfældet i nærværende undersøgelse. Lystfiskeriet kan altså både påvirke bestandstætheden som sådan, og herudover bestandens alderssammensætning (Almodóvar og Nicola 1998, 2004).

Der er foreslået to sandsynlige forklaringer på at større ørreder i højere grad end mindre ørreder fanges af lystfiskere. Blandt de territoriehævdende ørreder er der et størrelses-hierarki, hvor de største og mest aggressive individer har de bedste standpladser. Dette vil normalt give dem en højere fourageringsrate, og dermed i højere grad gøre dem udsatte for fangst af lystfiskere (Tsuboi og Endou, 2008). Herudover spiller lystfiskernes ekspertise og erfaring givetvis ind med målrettet fiskeri på, hvad der enten er kendt som eller opfattes som gode standpladser for større ørreder.

Den samlede konklusion er, at lystfiskeriet i Nørreå ikke havde væsentlig betydning for bækørredbestanden. Undersøgelsen viser dog, at lystfiskeri potentielt kan fange en stor andel af bestanden, særligt ved lave bestandstætheder. At bestanden i nærværende undersøgelse ikke er påvirket at lystfiskeriet skyldes sandsynligvis et lavt fisketryk, at en stor del af fangsten bliver genudsat og ikke mindst at prædationen spiller en meget større rolle. Hvis ikke de store individer blev taget af rovdyr, ville der være en langt højere tæthed af store fisk og fiskeriet ville så let kunne fjerne 30-50 % af disse.

Ørrederne i Nørreå er 3 – 4 år om at nå mindstemålet på 30 cm. Med den overlevelse der blev observeret (se evt. afsnit 3.2.5) er det ikke overraskende, at bestanden af bækørreder ≥ 30 cm er beskeden. Niveauet for overlevelsen over sommeren var på niveau med sommeroverlevelsen i et vandløb i det sydøstlige Norge (Olsen og Vøllestad 2001). Derimod var vinteroverlevelsen væsentlig lavere i Nørreå end i det norske vandløb.

En høj vinterdødelighed kan indirekte skyldes en reduceret fødetilgængelighed (Egglishaw og Shackley 1977), der resulterer i en generel svækkelse af fiskene. I Nørreå er en mere sandsynlig forklaring på en del af den høje dødelighed dog prædation. Prædatorer som odder, mink, skarv og fiskehejre er kendt for at prædere på ørred (Heggenes og Borgstrøm 1988, Lindstrom og Hubert 2004, Aarestrup et al. 2005, Boel 2012, Jepsen et al. 2014). Særligt om vinteren kan der være en betydelig prædation i vandløb (Jepsen et al. 2014). En nylig gennemført undersøgelse fra Kongeåen viste, at tætheden af skarv ved vandløbet øgedes med faldende temperaturer i vinterperioden (Ravn og Jepsen 2016).


Elfiskeri i Nørreå.

I nærværende undersøgelse blev der observeret en væsentlig prædation fra skarv, der de senere år blevet en betydelig prædator, også i vandløb (Jepsen et al. 2014). Resultaterne antyder at prædationsraten fra skarv var stigende gennem undersøgelsesperioden, hvilket kan skyldes, at der generelt kom flere skarv til området over perioden. Det kan også skyldes, at fuglene havde øget fokus på den del af Nørreå, hvor undersøgelsen blev gennemført, i takt med at ørredbestanden voksede eller fødeudbuddet andre steder blev forringet.

Foruden skarv er hejre er også en vigtig prædator på ørred i vandløb (Madsen 1998, Boel 2012). Denne er dog begrænset til jagt på forholdsvis lav vanddybde og tager ifølge Geiger (1984) ikke bytte dybere end 20 cm under overfladen. Den må derfor formodes at have haft en begrænset betydning som prædator for de større ørreder i Nørreå, der holder sig på dybere vand end mindre ørreder. Ligeledes har odderen, der kan være en betydelig prædator på ørred (Aarestrup et al. 2005, Jepsen 2016), nogle år forinden undersøgelsen spredt sig til området (Søgaard et al. 2006, 2013). Der er dog ikke fundet spor af odder på den undersøgte strækning.


Elektrofisker i Nørreå.

Af fisk, der kan æde ørred, er der observeret gedde og knude. Begge er dog fundet i beskedne tætheder, og betydningen af prædation fra rovfisk formodes derfor at have været forholdsvis lav.

Normalt vil man forvente at overlevelsen er langt højere for de større ørreder end de mindre. Dette var dog kun tilfældet over sommeren i 2012. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at større ørreder i højere grad er udsat for prædation fra skarv end mindre ørreder. Tendensen til at ældre ørreder overlever bedre over sommeren, men har en dødelighed på niveau med yngre fisk set over hele året (i 2011) og over vinteren (2011 – 2012) støtter dette.

Foruden prædation kan den lavere vinter-overlevelse skyldes dødelighed i forbindelse med gydning. Således fandt Cucherousset et al. (2005) forhøjet dødelighed for bækørred, der vandrer til de nedre eller større dele af vandløbene, for at vokse op og efterfølgende vandrer opstrøms for at gyde. Det er ikke undersøgt, hvornår ørrederne i Nørreå bliver kønsmodne, men Rasmussen (2012) anfører en alder på typisk 2,5 år for hunfisk (hvor fiskene i Nørreå har en længde på ca. 20 – 25 cm) og 1,5 år for hanfisk. Frier (1994) fandt, at første gydning i Simested Å skete ved en længde på ca. 30 cm. Den observerede lavere overlevelse hos de større ørreder over vinteren falder altså sammen med kønsmodning. Dødelighed over vinteren i forbindelse med gydning er sandsynligvis også en medvirkende årsag til at bestanden af større ørreder er forholdsvis lille.

I modsætning til de mindre vandløb er der begrænset kendskab til, hvor store ørredbestandene er i de nedre og mægtigere dele af danske vandløb. Derfor er sammenligningsgrundlaget for bestandstætheden i forhold til andre områder beskedent. Der er dog nogle opgørelser af bestandstæthederne, både fra Ribe Å-systemet (Pedersen et al. 2016, Christensen 2013), Trend Å, Hover Å (Pedersen og Geertz-Hansen 2001) (Bilag 8). Tætheden i Nørreå er på niveau med eller højere end de fundne tætheder i Trend Å og Hover Å, hvorimod tætheden i resten af Ribe Å-systemet er væsentlig højere.

Særlig interessant for lystfiskeriet er tæthederne af ørreder ≥ 30 cm. Her findes der kun sammenlignelige opgørelser fra undersøgelserne i Trend Å, Hover Å og Liver Å (Pedersen og Geertz-Hansen 2001) samt Råsted Lilleå (Søegren 2013). Gennemsnitligt var tætheden i Nørreå om efteråret på niveau med eller højere end tæthederne i Trend Å og Hover Å (Bilag 8). For ørred ≥ 30 cm er bestandstætheden altså sammenlignelig med tætheder i andre vandløb og den forholdsvis sparsomme forekomst af bækørred i Nørreå er altså ikke kun et lokalt fænomen.

I løbet af undersøgelsen skete der et bemærkelsesværdigt skift i bestandstætheden af alle størrelser ørred. Den overordnede tæthed var lav i 2009 og 2010, men steg fra 2010 til 2011. Dette skyldes i høj grad at tætheden gik op på den nedre strækning. Først i efteråret 2012 øgedes tætheden markant på den øvre strækning. Årsagen hertil er uvis, men kunne være forårsaget af mindre forskelle i habitatsforholdene. På den øvre strækning var vandløbet lidt smallere, havde en lavere strømhastighed og en større forekomst af fint substrat. Samlet vurderes det på baggrund af habitatundersøgelserne, at begge strækninger er eget velegnede til ørred.

Opmåling af fangst under elfiskeriet i Nørreå.

Trods den markant øgede tæthed for hele ørredbestanden i forsommeren 2011, var det først i løbet af sommeren frem mod efteråret 2011 at bestanden af ørreder ≥ 30 cm tog til. Den højere tæthed af større ørreder dette efterår bestod til dels af ørreder, der i løbet af sommeren voksede ind i størrelsesgruppen. Da bestanden i åen ved befiskningen i oktober var større end beregnet, må der også være vandret større ørreder ind i området. Dette var ikke tilfældet i 2012. Årsagen til denne forskel mellem de to år er uvis, da begge delstrækninger havde gode forhold for større ørreder.

Rekrutteringsgrundlaget for bestanden i undersøgelsesområdet, består udelukkende af vilde ørred, da der ikke er udsat ørred i Ribe Å-systemet siden 2003. I nærområdet og opstrøms dette var tæthederne af både ½-års og ældre ørred ved de to seneste Planer for Fiskepleje (Christensen 2003, 2013) med få undtagelser gennemsnitligt lavere end i det meste af Ribe Å-systemet (Bilag 9). Sammenlignet med de øvrige dele af å-systemet synes grundlaget for rekruttering til bestanden af bækørred altså forholdsvis lavt. Hertil kommer at en del af den producerede yngel vil udvandre som smolt og dermed være tabt for bestanden med mindre fiskene vender tilbage som havørred. Der blev dog kun fanget enkelte havørred under befiskningerne.

Flere forfattere har fundet at begrænsning i vækstmulighederne forøger andelen af ørredbestanden, der smoltificerer og udvandrer som smolt (Northcote 1992, Jonsson og Jonsson 1993, Forseth et al. 1999, Olsson og Greenberg 2004, Olsson et al. 2006, Wysujack et al. 2008).

Det betyder at der, med de forholdsvis lave tætheder, sandsynligvis ikke har været en stor udvandring af smolt for området.

I 2014 blev spærringen ved Gram Slotssø erstattet af et langt omløbsstryg, der giver havørred (og laks) i Gram Å fri adgang til hele Nørreå. Alt andet lige burde dette fremover resultere i større tætheder af ørredyngel, idet flere havørred kan forventes at vandre op i disse dele af vandløbet. Dette kan ultimativt betyde at en større andel af bestanden udvandrer som smolt og at bestanden af større bækørreder i fremtiden reduceres.

Yderligere er ørredernes væksthastighed, kombineret med dødeligheden, af betydning for rekrutteringen af større ørred. Væksten hos ørred er styret af en række forhold (Jonsson og Jonsson 2011, Maisse og Bagliniere 1999) hvor temperaturen har vist sig at være den vigtigste (f.eks. Klemetsen et al. 2003 og referencer heri, Parra et al. 2009). De målte vandtemperaturer igennem sommer – efterårsperioden lå mellem ca. 12 og 20 °C (Bilag 10), altså omtrent inden for det temperaturinterval med optimal vækst (13 – 18 °C, Elliott 1975), mens temperaturen i vinterhalvåret var et stykke under det optimale og i vinterperioden endda så lav (< 3 °C) at fiskene i perioder slet ikke er vokset. Derimod blev der ikke registreret så høje temperaturer at væksten af den grund skulle ophøre helt (Elliott 1975).

Fødetilgængelighed og størrelsen af tilgængelige fødeemner er også vigtige for væksten. Greenberg og Dahl (1998) fandt at en kombination af flere faktorer var afgørende for væksten, f.eks. habitatforhold og fødetilgængelighed. Herudover har tætheden betydning, med en lavere vækst ved højere tætheder (Bohlin et al. 2002, Zavorka et al. 2016), især i de tidlige livsstadier (Jenkins et al. 1999). Desuden er der fundet

forskelle i væksten hos forskellige bestande af ørred (Klemetsen et al. 2003 og referencer heri). Væksten er altså bestemt af et komplekst samspil mellem mange faktorer, og direkte sammenligning mellem bestande af ørred er derfor vanskelig.

Nørreå

Der er kun fundet få danske publikationer, hvor længden af bækørred ved en given alder er opgjort specifikt. Sammenlignet med længden af ørrederne i Nørreå er de 1 år gamle fisk i Vejle Å og Mattrup Å væsentlig kortere (7,0 – 8,2 cm) mens længden af de ældre fisk er sammenlignelig (Rasmussen 1974). Mortensen (1975) angiver længden for 1-års ørred i Mattrup Å til at være en smule mindre (ca. 12 – 13 cm) end ørrederne i Nørreå, og for ældre fisk på niveau med Rasmussen (1974).

I et vandløb i Bretagne (Frankrig) var længderne ca. 15 – 16 cm for 1-års og ca. 20 – 21 cm for 2-års ørred (Maisse og Bagliniere 1999) og altså nogenlunde på niveau med Nørreå. Parra et al. (2009) finder tilsvarende længder for op til tre år gamle ørreder i en række lavlandsvandløb i det nordlige Spanien.

Overordnet set ligger den specifikke vækstrate inden for det interval som Milner (1978) gennemsnitligt fandt over sommeren/efteråret for 2 – 3 år gamle ørred og som Elliott (1975) fandt for det temperaturinterval, der

var i Nørreå. Vækstraten i Nørreå er på niveau med sammenlignelige vandløb. Sammenlignet med disse vandløb er væksten formentlig ikke begrænsende for rekrutteringen af større ørreder til fiskeriet.

Ørredernes vandringsmønster i vandløbet er en anden faktor, der kan have betydning for ørredtætheden i området. Der kan være mange årsager til at fisk flytter sig i vandløb, herunder ændrede habitatkrav, tilgængelighed af føde, sæsonbestemte flytninger f.eks. i forbindelse med gydning, og der kan være hyppige skift mellem forskellige hjemme-områder (Solomon og Templeton 1976, Clapp et al. 1990). Det er kendt, at mindre ørreder spreder sig fra de lavvandede områder ved gydebankerne efterhånden, som de vokser og får behov for dybere vand og mere føde (Solomon og Templeton 1976, Bagliniére et al. 1989, Klemetsen et al. 2003). Med øget størrelse bevæger de sig oftest nedad i vandløbet til områder, hvor opvækstforholdene for de større fisk er bedre (Solomon og Templeton 1976, Maisse og Bagliniére 1999). Ved kønsmodning flytter fiskene sig igen, typisk opstrøms, i forbindelse med gydningen.

De mærkede ørreder der er genfanget, har for hovedpartens vedkommende enten ikke flyttet sig fra den delstrækning hvor de blev mærket (eller hvor de senest blev observeret), eller kun flyttet sig over korte strækninger i vandløbet. At en stor del af bestanden er stationær over sommeren er i overensstemmelse med fund fra flere andre studier (F.eks. Solomon og Templeton 1976, Hesthagen 1988, Knouft og Spotila 2002).

Derimod fandt Pedersen og Geertz-Hansen (2001) i både Trend Å og Hover Å, at en betydelig del af bestanden af vilde ørreder i vandløbet flyttede sig, hvor den største grad af vandring blev fundet i Trend Å. Dér varierede bestandsstørrelsen på den undersøgte strækning med helt op til en faktor 10 som følge af vandring i vandløbet. Årsagen til forskellene mellem disse vandløb og Nørreå er ukendt, men bestandstæthed, habitatudbud, tilgængelighed af føde og temperaturforhold er foreslået som forklaring på mobilitet i ørredbestande (Bridcut og Giller 1993, Hesthagen 1988).

Andelen af bestanden der vandrede indenfor forsøgsstrækningen i Nørreå øgedes med alderen. At en større andel af de ældre ørreder bevæger sig kan forekomme overraskende, da det umiddelbart skulle forventes at større ørreder i højere grad er i stand til at forsvare et territorie. Dog kan det skyldes, at de store ørreder har en home-range (dvs. området som ørreden opholder sig i), der er større end de mindre ørreder og som strækker sig over to eller flere delstrækninger. Gydevandring er ligeledes mere udtalt hos større individer, men da fiskenes positioner er bestemt i forsommeren og igen i slut oktober er det sandsynligt at gydevandringen ikke var påbegyndt på daværende tidspunkt.

Generelt er der gode forhold for ørred på undersøgelsesstrækningen og en forholdsvis god tæthed af mindre ørred i 1 – 2 års alderen. Den mest sandsynlige faktor, der er begrænsende for en højere ørredtæt er høj dødelighed, der vurderes i høj grad at kunne henføres til prædation og muligvis også gydning.

5. Tak til

En specielt stor tak til Finn Uldahl, der hjalp til som den store organisator og servicemedarbejder overfor feltfolket, Finn Jess Hansen der hjalp med både initiativ, opstart og planlægning af undersøgelsen, og også deltog i feltarbejdet og til Preben Nielsen for en altid velvillig indstilling til undersøgelsen.

Herudover har vi fået uvurderlig hjælp fra en lang række medlemmer af Sønderjysk Sportsfiskerforening, der har ydet en kæmpe indsats ved den praktiske gennemførelse af projektet både elektrofiskeriet og som velvillige lystfiskere:

Allan Hoffbeck
Allan Kjærgaard
Bent Møller
Bent Olsen
Børge Jensen
Erik Tveskov
Erling Rostermund
Finn Jensen
Flemming Andersen
Hans Fürst Sørensen
Helge M. Boisen
Ivan Skøtt
Jesper Kikkenborg
John Anker
Kaj Olesen
Kurt Jensen
Martin Skov
Niels Fredskild
Niels Ole Kjær
Ove Ethelberg
Peter Boesen Juhl
Peter Gnist Petersen
Peter Krüger
Peter Nygård Petersen
Poul Møller-Jensen
Preben Kristensen
Robert Horup
Robert Kyster
Svend Holm
Thomas Boisen
Torben Pedersen

Herudover tak for hjælp med et væltet træ til lodsejer Peter Bojsen, Mojbøl, og for kolde drikke på en meget varm dag.

6. Litteraturliste

Aarestrup, K., Jepsen, N. Koed, A. & Pedersen, S. 2005. Movement and mortality of stocked brown trout in a stream. Journal of Fish Biology 66:721-728.

Aarestrup, K., & Koed, A. 2003. Survival of migrating sea trout (Salmo trutta) and Atlantic salmon (Salmo salar) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. Ecology of Freshwater Fish 12:169-176.

Almodóvar, A., & Nicola, G. G. 1998. Assessment of a brown trout Salmo trutta population in the River Gallo (central Spain): angling effects and management implications (Salmonidae). Italian Journal of Zoology 65:539-543.

Almodóvar, A., & NicolaG. G. 2004. Angling impact on conservation of Spanish stream-dwelling brown trout Salmo trutta. Fisheries Management and Ecology 11:173-182.

Bagliniére, J. L., Maisse, G., Lebail, P. Y. & Nihouarn, A. 1989. Population dynamics of brown trout, *Salmo trutta* L., in a tributary in Brittany (France): spawning and juveniles. Journal of Fish Biology (1989) 34, 97-110.

Bannerot, S. P., & Austin, C. B. 1983. Using frequency distributions of catch per unit effort to measure fish stock abundance. Trans. Am. Fish. Soc 112:608-617.

Berg, S. & Jørgensen, J. 1991 Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, Salmo trutta L., of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. Journal of Fish Biology 39, 151-169.

Boel, M. 2012. Life history types and strategies. Case studies on brown trout and alewives, in- volving physiological differences and interspecific interactions. PhD-thesis, DTU Aqua, 133 sider.

Boel, M. & Koed, A. 2013. Smolttabet I Årslev Engsø – En sammenligning af den nydannede engsø I 2004 og den etablerede engsø I 2011. DTU-Aqua-rapport nr. 260-2013, 31 sider.

Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G., & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia 173, 9-43.

Bohlin, T., Pettersson, J. & Degerman, E. 2001. Population density of migratory and resident brown trout (Salmo trutta) in relation to altitude: evidence for a migration cost. Journal of Animal Ecology 70, 112–121.

Bohlin, T., Sundstrom, L. F., Johnsson, J. I., Hojesjo, J. & Pettersson, J. 2002. Density-dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. Journal of Animal Ecology 71:683-692.

Boyd, J. W., Guy, C. S., Horton, T. B. & Leathe, S. E. 2010. Effects of Catch-and-Release Angling on Salmonids at Elevated Water Temperatures. North American Journal of Fisheries Management 30:898-907.

Brana, F., Nicieza, A.G., & Toledo, M.M. 1992. Effects of angling on population structure of brown trout, Salmo trutta L., in mountain streams of Northern Spain. Hydrobiologia 237, 61-66.

Bregnballe, T. 2009. Skarven. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, Forlaget Ho- vedland, 103 sider.

Bregnballe, T. & Eskildsen, J. 2010. Den danske ynglebestand af skarver 2010. Nyhedsbrev, DMU/DCE.

Bridcut, E. E., & Giller P. S. 1993. Movement and site fidelity in young brown trout Salmo trutta populations in a southern Irish stream. Journal of Fish Biology 43:889-899.

Castro-Santos, T., Haro, A., & Walk, S. 1996. A passive integrated transponder (PIT) tag system for monitoring fishways. Fisheries Research 28, 253-261.

Christensen, H.-J. 2003. Udsætningsplan for Ribe Å. DFU rapport nr 106-2003. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri.

Christensen, H.-J. 2013. Plan for fiskepleje i Ribe Å. Faglig rapport fra DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Sektion for Ferskvandsfiskeri og –økologi nr. 32-2013.

Clapp, D. F., Clark jr., R. D. & Diana, J. S. 1990. Range, activity, and habitat of large free-ranging brown trout in a Michigan stream. Transactions of the American Fisheries Society Vol. 119, 1990 – Issue 6.

Cucherousset, J., Ombredane, D., Charles, K., Marchand, F., & Bagliniere, J.L. 2005. A continuum of life history tactics in a brown trout (Salmo trutta) population. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62, 1600-1610.

Dempson J. B., Furey, G. & Bloom, M. 2002. Effects of catch and release angling on atlantic salmon, Salmo salar L., of the Conne River, Newfoundland. Fisheries Management and Ecology 9, 139-147.

Egglishaw, H.J. & Shackley, P.E. 1977 Growth, survival and production of juvenile salmon and trout in a Scottish stream, 1966-75. Journal of Fish Biology 11, 647-672.

Elliott, J. M. 1975. The growth rate of brown trout (Salmo trutta L.) fed on maximum rations. Journal of Animal Ecology 44:805-821.

Elliott, J.M. 1994. Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford: Oxford University Press. 286 pp.

Favro, L. D., Kuo, P. K. & McDonald, J. F.. 1986. Capture--recapture experiment with fly-caught brown (Salmo trutta) and rainbow trout (S. gairdneri). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43:896-899.

Forseth, T., Naesje, T. F., Jonsson, B. & Harsaker, K. 1999. Juvenile migration in brown trout: a consequence of energetic state. Journal of Animal Ecology 68: 783-793.

Frier, J.-O. 1994. Growth of Anadromous and Resident Brown Trout with Different Life Histories in a Danish Lowland Stream. Nordic J. Freshw. Res. 69:58-70.

Garcia-Vazquez, E., Moran, P., Martinez, J.L., Perez, J., de Gaudemar, B. & Beall, E. 2001. Alternative mating strategies in Atlantic salmon and brown trout. Journal of Heredity 92: 146–149.

Geiger, C. 1984. Graureiher Ardea cinerea und Fischbestand in Fliessgewässern. Ornithologisher. Beobachtungen. 81, 111-131.

Greenberg, L. A., & Dahl, J. 1998. Effect of habitat type on growth and diet of brown trout, Salmo trutta L., in stream enclosures. Fisheries Management and Ecology 5:331-348.

Haury, J., Ombredane, D. & Bagliniére J.L. 1999. The habitat of the brown trout (Salmo trutta L.) in water cources. In: Bagliniére, J.L. & Maisse, G., eds. Biology and ecology of the brown trout and sea trout. Berlin: Springe-Praxis Series in Aquaculture and Fisheries, pp. 37-89.

Heggenes, J., & Borgstrom, R.. 1988. Effect of mink, Mustela vison Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, S. trutta L., in three small streams. Journal of Fish Biology 33:885-894.

Hesthagen, T. 1988. Movements of brown trout, Salmo trutta, and juvenile Atlantic salmon, Salmo salar, in a coastal stream in northern Norway. Journal of Fish Biology 32:639-653.

Jenkins T.M., Diehl S., Kratz, K.W. & Cooper, S.D. 1999 Effects of population density on individual growth of brown trout. Ecology 80:941–956.

Jepsen, N. 2013. Betydning af skarvernes prædation på fiskebestandene. Miljø- og vandpleje. http://orbit.dtu.dk/en/publications/betydningen-af-skarvernes-praedation-paa- fiskebestandene(ff018752-a498-46a1-a507-8cdb6ec79d4c)/export.html

Jepsen, N. 2016. Odder er hård ved ørrederne i Gudenåen. DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer. http://www.fiskepleje.dk/Nyheder/2016/04/Odderen-er-haard-ved-oerrederne-i- Gudenaaen?id=69fa6b80-de30-4307-9f94- 208d16ad1221&utm_source=newsletter&utm_media=mail&utm_campaign=13-04-20016-Nyhedsbrev

Jepsen, N., Aarestrup, K., Okland, F. & Rasmussen, G. 1998. Survival of radio-tagged Atlantic salmon (Salmo salar L.) and trout (Salmo trutta L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. Hydrobiologia 371/372, 347–353.

Jepsen, N., Skov, C., Pedersen, S. & Bregnballe, T. 2014. Betydning af prædation på danske ferskvandsfiskebestande – en oversigt med fokus på skarv, DTU Aqua-rapport nr 283, 83 sider.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 1993. Partial Migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. Reviews in Fish Biology and Fisheries 3, 348–365.

Jonsson, N. & Jonsson, B. 1997. Energy allocation in polymorphic brown trout. Functional Ecology 11: 310–317.

Jonsson, N. & Jonsson, B. 1998. Body composition and energy allocation in life-history stages of brown trout. Journal of Fish Biology 53: 1306–1316.

Jonsson, N. & Jonsson, B. 2002. Migration of anadromous brown trout in a Norwegian river. Freshwater Biology 47: 1–11.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout. Habitat as a Template for Life Histories. Fish Fisheries Series Vol. 33, 708 pp.

Kelly-Quinn, M. & Bracken, J.J. 1989 Survival of stocked hatchery-reared brown trout, Salmo trutta L., fry in relation to the carrying capacity of a trout nursery stream. Aquacult. Fish. Manage. 20, 211-226.

Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon Salmo salar L., brown trout Salmo trutta L. and arctic charr Salvelinus alpinus (L.): a review of a aspects of their life histories. Ecology of Freshwater Fish vol. 12, issue 1, 1-59.

Knouft, J. H., & Spotila, J. R.. 2002. Assessment of movements of resident stream brown trout, Salmo trutta L., among contiguous sections of stream. Ecology of Freshwater Fish 11:85-92.

Kristensen, M., Koed, A., & Mikkelsen, J. S. 2014. Egå Engsø - tab af havørredsmolt i en Vandmiljøplan II-sø, DTU Aqua-rapport nr. 276-2014. DTU-Aqua.

Largiander, C.R., Estoup, A., Lecerf, F., Champigneulle, A. & Guyomard, R. 2001. Microsatellite analysis of poly- andry and spawning site competition in brown trout (Salmo trutta L.). Genetics Selection Evolution 33 (Suppl 1): 205–222.

Lindstrom, J. W. & Hubert, W. A. 2004. Mink predation on radio-tagged trout during winter in a low-gradient reach of a mountain stream, Wyoming, Western North American Naturalist: Vol. 64: No. 4, Article 18.

Linløkken, A. 1995. Angling pressure, yield and catch per effort of grayling, Thymallus thymallus (L)., and brown trout, Salmo trutta L., on the rivers Glomma and Rena, southeastern Norway. Fisheries Management and Ecology 2:249-262.

Lobon-Cervia, J. & Sanz, N. 2017. Brown trout: Biology, ecology and management. Publisher: John Wiley & Sons Inc. 808 pp.

MacCrimmon, H.R., Marshall, T.L. & Gotos, B.L. 1970. World distribution of brown trout, Salmo trutta: further observations. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 27: 811–818.

Madsen, V. 1998. Fiskehejren (Ardea cinerea) som prædator - generelt og i relation til ørredsmolt (Salmo trutta). DFU-rapport No. 59-98, 72 pp. Danmarks Fiskeriundersøgelser.

Maisse, G., & Bagliniere, J. L.. 1999. Biology of the brown trout (Salmo trutta L.) in French rivers. Pages 15-35 in J. L. Bagliniere and G. Maisse, editors. Biology and ecology of the brown and sea trout. Praxis Publishing (286 pp).

Meka, J. M. 2004. The Influence of Hook Type, Angler Experience, and Fish Size on Injury Rates and the Duration of Capture in an Alaskan Catch-and-Release Rainbow Trout Fishery. North American Journal of Fisheries Management 24:1309-1321.

Mills, C. P. R., Mahon, G. A. T. & Piggins, D. J. 1986. Influence of stock levels, fishing effort and environmental factors on anglers' catches of Atlantic salmon, Salmo salar L., and sea trout, Salmo truta L. Aquacult. Fish. Manage. 17:289-297.

Milner, N.J. 1978. The production of brown trout, Salmo trutta in tributaries of the Upper Wye, Wales. Journal of Fish Biology 13, 599-612.

Mitterlehner, C. 1997. The selectivity of fly-fishing on salmonids. Osterreichs Fischerei 50:28-32.

Mortensen, E. 1975. Gudenåundersøgelsen 1973-1975, Populationsdynamik og produktion hos fisk i småvandløb i Gudenåsystemet. Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, Silkeborg. 60 p.

Nielsen, J. 1994. Laksefiskene og kanosejladsen i Gudenåen opstrøms Mossø. Vejle Amt, Teknik og Miljø.

Nielsen, J. 2011. Hvad sker der med stallingen? DTU Aqua, Silkeborg. http://www.fiskepleje.dk/Nyheder/2011/02/110220_hvad_sker_der_med_stallingen

Northcote, T. G. 1992. Migration and residency in stream salmonids – some ecological considerations and evolutionary consequences. Nordic Journal of Freshwater Research 67, 5–17.

Olsen E.M. & Vøllestad L. A. 2001. Estimates of survival of stream-dwelling brown trout using mark-recaptures. Journal of Fish Biology Vol. 59, Issue 6, 1622-1637.

Olsson, I.C. & Greenberg, L. A. 2004. Partial migration in a landlocked brown trout population. Journal of Fish Ecology (2004) 65, 106-121.

Olsson, I.C., Greenberg, L.A., Bergman, E. & Wysujack, K. 2006. Environmentally induced migration: the importance of food. Ecology Letters, (2006) 9: 645-651.

Parra, I., Almodovar, A., Nicola, G.G., & Elvira, B. 2009 Latitudinal and altitudinal growth patterns of brown trout Salmo trutta at different spatial scales. Journal of Fish Biology 74, 2355-2373.

Pedersen, S., Dieperink, C. & Geetz-Hansen, P. 2003. Fate of stocked trout Salmo trutta L. in Danish streams: survival and exploitation of stocked and wild trout by anglers. Ecohydrology and Hydrobiology (ISSN: 1642-3593) vol: 3, issue: 1, pages: 39-50, 2003.

Pedersen, S. & Geertz-Hansen, P. 2001. Udsætningsforsøg med ørred (Salmo trutta L.) I vandløb 1995-1998. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Number: Fiskeriforvaltning, (ISBN: 87-90968-10-7), pages: 36.

Pedersen, S., Koed, A., Aarestrup, K., Jepsen, N., Sivebæk, F., & Iversen, K. 2016. Laksebestanden i Ribe Å 2014. DTU Aqua-rapport nr. 313-2016. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 88 pp. + bilag.

Peterman, R. M., & Steer, G. J. 1981. Relation between sport fishing catchability coefficients and salmon abundance. Transactions of the American Fisheries Society 110:585-593.

Rasmussen, G. 1974. Regnbueørredens (Salmo gairdneri) og ørredens (Salmo trutta) føde i to Jyske vandløb, og sammenligning mellem de to arter, Specialerapport Københavns Universitet.

Rasmussen, G. 2012. Ørred. I: Carl, H. & Møller, P.R. (red). Atlas over danske ferskvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum pp 449-468.

Rasmussen, K. & Koed, A. 2005. Smoltdødeligheder I Årslev Engsø, en nydannet Vandmiljøplan-sø, og Brabrand Sø I foråret 2014. DFU-rapport 139-05, 24 sider.

Ravn, H.D. & Jepsen, N 2016. Stallingen i Kongeåen – et telemetristudie med fokus på prædation. DTU Aqua-rapport nr. 314-2016. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 67 pp. + bilag.

Rohtla, M., Matetski, L., Svirgsden, R., Kesler, M., Taal , I., Saura, A., Vaittinen, M., & Vetemaa, M. 2017. Do sea trout Salmo trutta parr surveys monitor the densities of anadromous or resident maternal origin parr, or both. Fisheries Mangement and Ecology 24, 156-162.

Schurman, H. 1997. Overlevelse af udsætningsfisk. Overlevelsen af dambrugs opdrættet ørred (Saima trutta) efter udsætning i et naturligt vandløb I. Indflydelse af social status. DFU-Rapport nr. 33-97.

Shardlow, T., Hilborn, R., Peterman, R. M., Steer, G. J. & Bradford. M.J. 1985. Density-dependent catchability coefficients. Transactions of the American Fisheries Society 114:436-440.

Skurdal, J., Hegge, O. & Hesthagen, T. 1989. Exploitation rate, survival and movements of brown trout (Salmo trutta L.) stocked at takeable size in the regulated rivers Laagen and Otta, southern Norway. Regulated Rivers-Research & Management 3:247-253.

Solomon, D. & Templeton, R.G. 1976. Movements of brown trout Salmo trutta L. in a chalk stream. Journal of Fish Biology 9, 411-423.

Søegren, C. 2013. Stalling bestanden i Råsted Lilleå. Special kursus. DTU Aqua, Silkeborg. 41 pp.

Søgaard, B., Pihl, S. & Wind, P. 2006. Arter 2004-2005. - NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser.– Faglig rapport fra DMU nr. 582. 150 s.

Søgaard, B., Wind, P., Elmeros, M., Bladt, J., Mikkelsen, P., Wiberg-Larsen, P., Johansson, L.S., Jørgensen, A.G., Sveegaard, S. & Teilmann, J. 2013. Overvågning af arter 2004- 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 240 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 50. http://www.dmu.dk/Pub/SR50.pdf

Tsuboi, J.-I. & Endou, S. 2008. Relationships between catch per unit effort, catchability, and abundance based on actual measurements of salmonids in a mountain stream. Trans. Am. Fish. Soc 137:496-502.

Tsuboi, J.-I., Morita, K., Klefoth, T., Endou, S. & Arlinghaus, R. 2016. Behaviour-mediated alteration of positively size-dependent vulnerability to angling in response to historical fishing pressure in a freshwater salmonid. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 73:461-468.

Turunen, T., & Suuronen, P. 1996. Hooking mortality of small brown trout and grayling in Finnish rivers catch and release fisheries. Boreal Environment Research 1:59-64.

Wedemeyer, G. A. & Wydoski, R. S. 2008. Physiological response of some economically important freshwater salmonids to catch-and-release fishing. North American Journal of Fisheries Management 28: 1587-1596.

Wysujack, K., Greenberg, L.A., Bergman, E. & Olsson, I.C. 2008. The role of the environment in partial migration: food availability affects the adoption of a migratory tactic in brown trout Salmo trutta. Ecology of Freshwater Fish 2009: 18: 52-59.

Zavorka, L., Horky, P., Höjesjö, J. & Slavak, O. 2016. Effect of individuals' local persistence, and spatial and temporal scale, on density-dependent growth: a study in brown trout Salmo trutta. Ethology Ecology & Evolution 28:272-283.

Zydlewski, G.B., Horton, G., Dubreuil, T., Letcher, B., Casey, S., & Zydlewski, J. 2006. Remote Monitoring of Fish in Small Streams. Fisheries 31, 492-502.

Økland, F., Jonsson, B., Jensen, A. J. & Hansen, L. P. 1993. Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and atlantic salmon? Journal of Fish Biology (1993) 42, 541-550.

Bilag 1

De samlede fangster ved befiskningerne i Nørreå 2009 - 2012. *= er observeret men ikke registreret.

Art	F2009	F2010	F2011	E2011	F2012	E2012	Total
3 pigget Hundestejle	9	0	97	11	73	4	194
Flodlampret	0	1	0	2	0	0	3
Bæklampret	*	*	8	3	2	4	17
Elritse	128	247	1807	142	1048	58	3430
Grundling	166	8	356	119	220	93	962
Karuds	0	0	0	0	1	0	1
Aborre	45	8	25	9	161	4	252
Gedde	78	33	22	13	22	7	175
Knude	4	23	54	3	6	2	92
Havørred	1	0	0	39	0	16	56
Ørred	716	949	1975	1457	1652	1334	8083
Laks	7	1	0	0	0	0	8
Stalling	84	63	24	41	42	18	272
Skalle	39	10	9	1	0	0	59
Strømskalle	122	25	14	64	25	52	302
Ål	48	30	45	3	29	0	155
Alle arter samlet	1447	1151	4436	1907	3281	1592	14061

Bilag 2

Variabler registreret ved indledende gennemgang af forsøgsstrækninger i Nørreå 9. juni 2009 (Definitioner efter Platts *et al.* 1983).

Variabel	**Beskrivelse**
Vandløbsbredde	Målt øverst på delstrækningen
Forløb af strækning	
- Pool	Strækning med langsom strømhastighed, normalt forholdsvis dyb, gradient nær nul
- Glide	Forholdsvis langsom og jævn strømhastighed, mere lavvandet end pool, lav gradient
- Run	Jævn forholdsvis hurtig strækning uden særlig turbulens, ens udformning af strømkanal, kan indeholde gydeområder
- Stryg	Strækning med høj strømhastighed, forholdsvis lavt vand og høj gradient
Grødedækning	Andel af strækning dækket af vandløbsvegetation
Udhængende bredvegetation	Andel af brinken med udhængende bredvegetation (begge side af vandløbet)
Træer	Andel af brinken med træer umiddelbart ud til vandløbet
Dominerende Sedimenttype	
- Silt	Fint materiale der aflejres i områder med meget lav strømhastighed, diameter < 0.06 mm
- Sand	Diameter 0.06 – 2 mm
- Grus	Diameter 2 mm – 64 mm
- Sten	Diameter > 64 mm

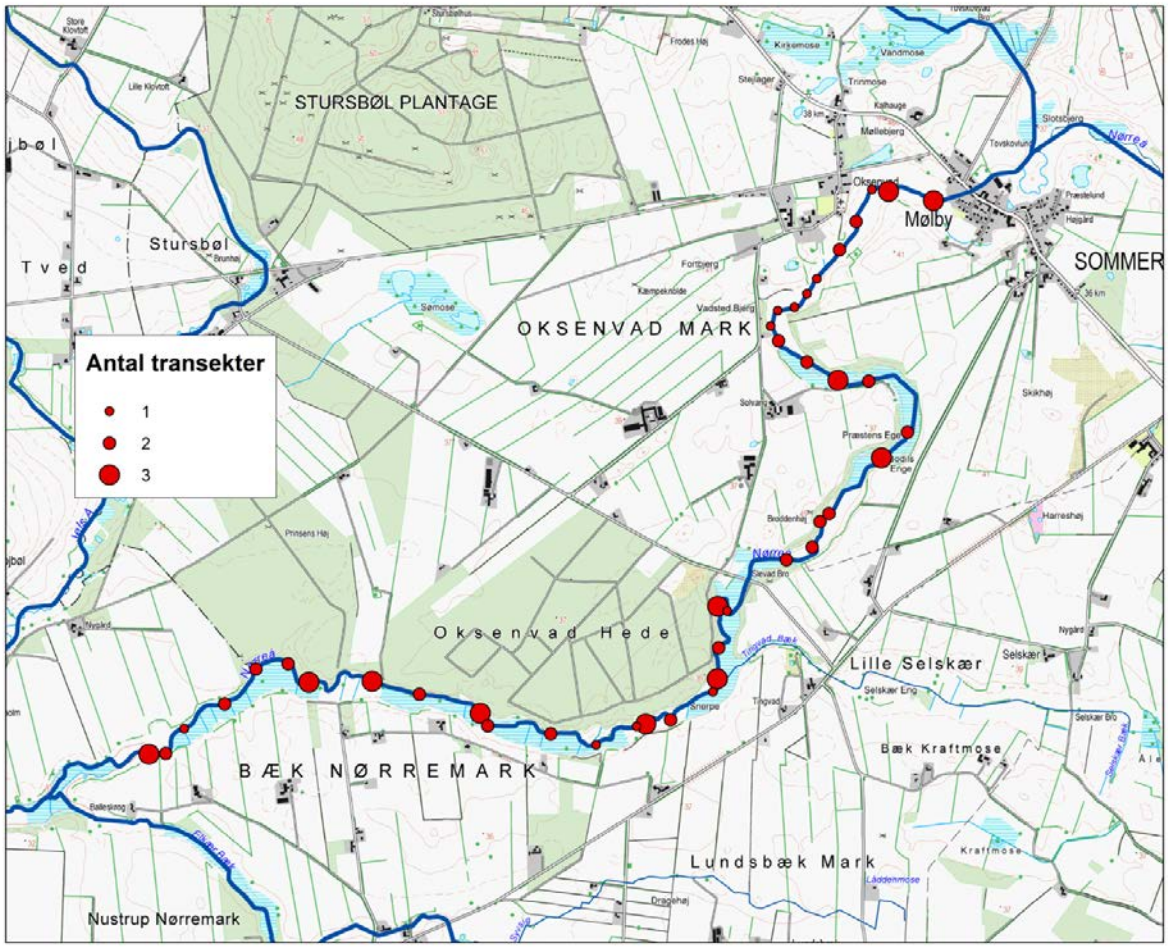
Bilag 3

Oversigt over variabler registreret ved opmåling af transekterne i Nørreå 28-30. juli 2009 (Tabel 1.) samt placering og antal af transekter i hver 100 m delstrækning i Nørreå 2009 (Figur 1.).

Tabel 1: Habitatvariabler målt i transekter i Nørreå 28-30 juli 2009. I hvert transekt blev habitatvariablerne målt i 6 punkter placeret 5, 20, 40, 60, 80 og 95 % af bredden fra højre brink set opstrøms. Bortset fra bredden blev hver variabel målt indenfor et 20x20 cm kvadrat.

Variabel	**Beskrivelse**	**Enhed**
Bredde		m
Strømhastighed[1)]	Målt i 60 % af dybden	cm sek^{-1}
Dybde		cm
Substrat	Silt/Fint (< 0,06 mm) Sand (0,06-2 mm) Grus (2-64 mm) Sten (>64 mm) Rødder Større træstykker Tørv	% af areal
Skjul	Riflet/uigennemsigtig overflade Vandløbsvegetation Udhængende brinkvegetation Træstykker i vandløbet Rødder Underskåret brink Sten	Vurderet værdi indenfor arealet (%)
Grødedække	Submers Emergent	% af areal
Udhængende brinkvegetation < ½ m fra overfladen, Udhængende grene < ½ m fra overfladen, og Udhængdene grene > ½ m fra vandoverfladen		% af areal

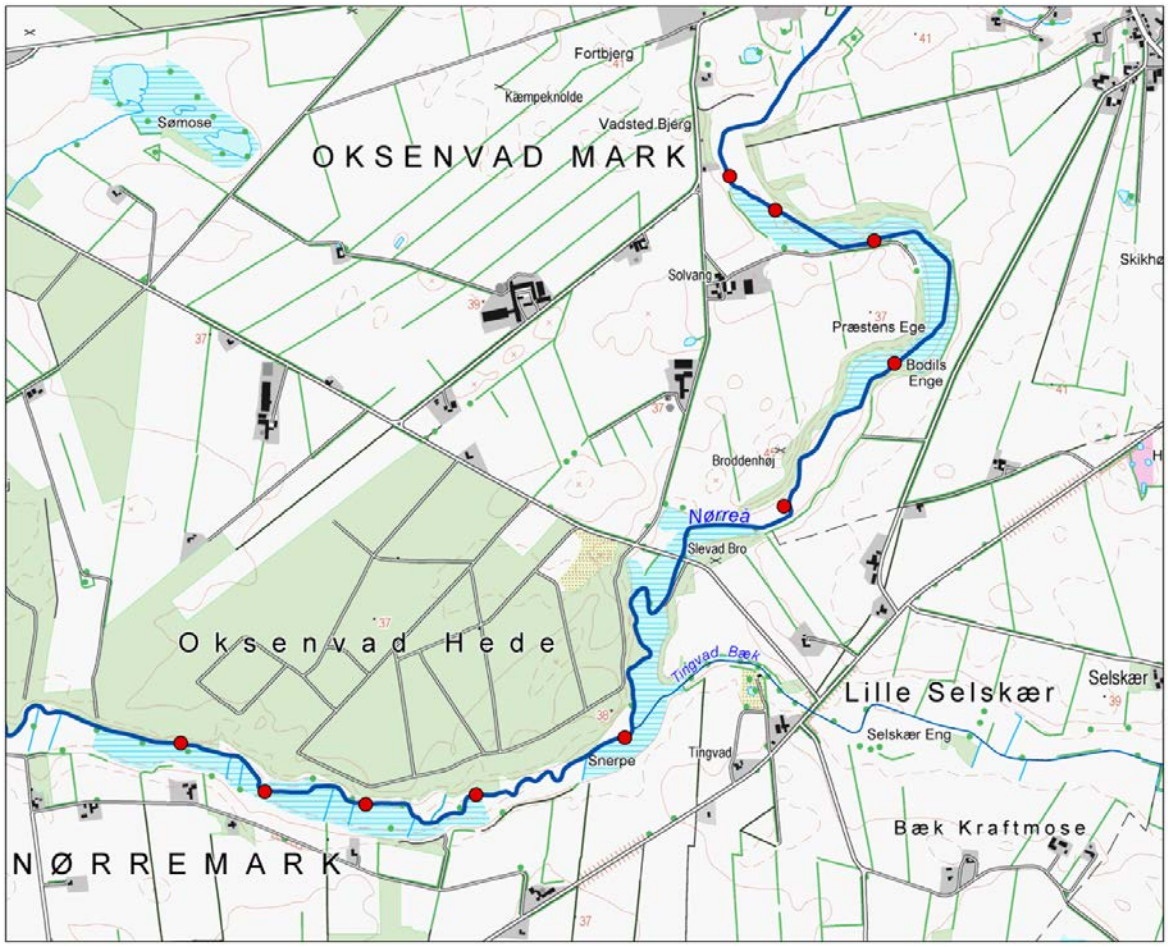
Note: 1) Strømhastigheder blev målt med Valeport Model 801 Flow Meter.



Figur 1. Placering af transekter hvor habitatforholdende i Nørreå blev opmålt 28-30 juli 2009.

Bilag 4

Dobbeltbefiskede stationer på undersøgelsestrækningen i Nørreå 2009 - 2012.



Bilag 5

Bestandstæthed for ørred på hver 100 m delstrækning ved alle befiskninger 2009 – 2012.

Tabel 1. Alle ørred samlet (n/100 m^2 (95 % C.L.)). Hver 100 m delstrækning er nummereret opstrøms fra i vandløbet. Strækninger tilhørende den nedre strækning, nedstrøms Slevad Bro, er noteret med N. F=befiskning i forsommeren. E=befiskning i efteråret.

Stræk	F2009	F2010	F2011	E2011	F2012	E2012
1	0.25 (0.16 ; 1.17)	1.32 (1.13 ; 2.80)	3.89 (0.73 ; 7.04)	2.08 (1.61 ; 4.71)	3.19 (0.64 ; 5.73)	6.81 (4.84 ; 13.91)
2	0.23 (0.15 ; 1.12)	0.52 (0.45 ; 1.45)	2.77 (0.11 ; 5.43)	1.16 (0.90 ; 3.14)	2.77 (0.40 ; 5.14)	2.17 (1.49 ; 6.18)
3	0.60 (0.47 ; 2.03)	1.36 (1.16 ; 2.86)	3.02 (0.24 ; 5.80)	2.10 (1.63 ; 4.75)	6.47 (2.85 ; 10.10)	4.63 (3.26 ; 10.47)
4	0.42 (0.32 ; 1.60)	0.75 (0.65 ; 1.87)	2.29 (1.77 ; 4.71)	1.66 (1.29 ; 4.01)	1.55 (1.29 ; 3.32)	5.47 (3.87 ; 11.83)
5	0.24 (0.19 ; 1.15)	1.19 (0.94 ; 2.59)	3.21 (0.34 ; 6.07)	2.68 (2.08 ; 5.67)	2.71 (0.37 ; 5.06)	4.88 (3.40 ; 10.88)
6	1.39 (1.05 ; 3.56)	0.15 (0.13 ; 0.66)	1.71 (1.32 ; 3.80)	2.21 (1.71 ; 4.93)	2.13 (0.05 ; 4.20)	8.19 (0.41 ; 15.97)
7	0.79 (0.58 ; 2.42)	1.19 (1.01 ; 2.59)	3.05 (0.25 ; 5.84)	0.93 (0.72 ; 2.70)	2.43 (0.21 ; 4.65)	3.05 (2.17 ; 7.80)
8	0.82 (0.63 ; 2.48)	0.35 (0.25 ; 1.12)	3.01 (0.24 ; 5.79)	1.63 (1.27 ; 3.96)	1.36 (1.14 ; 3.03)	3.27 (2.28 ; 8.19)
9	0.16 (0.13 ; 0.90)	0.58 (0.50 ; 1.57)	2.59 (0.02 ; 5.16)	1.77 (1.38 ; 4.20)	0.75 (0.63 ; 1.98)	3.10 (2.13 ; 7.88)
10	2.35 (1.79 ; 5.17)	2.04 (0.20 ; 3.88)	4.19 (0.92 ; 7.47)	4.63 (0.70 ; 8.55)	3.64 (0.92 ; 6.35)	10.27 (1.56 ; 18.99)
11	1.01 (0.78 ; 2.86)	0.37 (0.31 ; 1.14)	2.03 (1.56 ; 4.31)	2.01 (1.56 ; 4.60)	1.12 (0.94 ; 2.63)	1.84 (1.25 ; 5.53)
12	0.20 (0.16 ; 1.04)	2.41 (0.41 ; 4.41)	4.27 (0.96 ; 7.57)	2.46 (1.90 ; 5.32)	2.28 (0.13 ; 4.43)	7.13 (5.08 ; 14.38)
13	0.48 (0.35 ; 1.76)	0.14 (0.12 ; 0.61)	1.80 (1.40 ; 3.94)	0.30 (0.23 ; 1.30)	1.46 (0.81 ; 3.18)	1.81 (1.28 ; 5.46)
14	1.84 (1.36 ; 4.33)	1.62 (1.19 ; 3.26)	5.13 (1.51 ; 8.76)	1.97 (1.53 ; 4.53)	2.13 (0.05 ; 4.21)	6.06 (4.24 ; 12.75)
15	1.61 (1.25 ; 3.95)	1.54 (1.25 ; 3.14)	2.37 (1.79 ; 4.84)	1.84 (1.43 ; 4.32)	1.50 (1.25 ; 3.24)	8.91 (0.79 ; 17.02)
16	1.67 (1.23 ; 4.04)	1.87 (0.11 ; 3.63)	4.66 (1.21 ; 8.11)	6.15 (1.62 ; 10.68)	3.09 (0.58 ; 5.59)	9.10 (0.90 ; 17.30)
17	1.29 (1.00 ; 3.38)	0.90 (0.71 ; 2.12)	4.46 (1.08 ; 7.84)	4.23 (0.47 ; 7.98)	4.92 (1.76 ; 8.08)	3.46 (2.43 ; 8.52)
18	1.39 (1.04 ; 3.55)	1.99 (0.17 ; 3.80)	4.75 (1.27 ; 8.24)	4.23 (0.47 ; 7.98)	2.95 (0.50 ; 5.39)	5.17 (3.58 ; 11.36)
19	0.52 (0.40 ; 1.84)	0.75 (0.53 ; 1.86)	2.35 (1.73 ; 4.80)	2.06 (1.60 ; 4.68)	0.16 (0.13 ; 0.73)	4.44 (3.07 ; 10.16)
20	3.52 (0.07 ; 6.97)	5.67 (2.61 ; 8.73)	13.70 (7.78 ; 19.62)	7.04 (2.19 ; 11.88)	6.67 (2.99 ; 10.34)	19.94 (7.80 ; 32.08)
21	1.91 (1.45 ; 4.46)	2.11 (0.24 ; 3.97)	2.29 (1.77 ; 4.71)	3.74 (0.21 ; 7.27)	2.70 (0.36 ; 5.05)	8.54 (0.60 ; 16.49)
22	1.85 (1.41 ; 4.36)	2.70 (0.59 ; 4.81)	6.66 (2.54 ; 10.79)	3.43 (0.05 ; 6.81)	3.46 (0.81 ; 6.11)	11.04 (2.01 ; 20.07)
23	0.40 (0.31 ; 1.57)	3.21 (0.90 ; 5.51)	2.70 (0.07 ; 5.33)	4.02 (0.36 ; 7.68)	2.62 (0.32 ; 4.92)	7.94 (0.28 ; 15.61)
24	1.81 (1.40 ; 4.29)	4.87 (2.03 ; 7.71)	3.25 (0.37 ; 6.14)	2.94 (2.28 ; 6.06)	4.83 (1.70 ; 7.96)	13.64 (3.60 ; 23.68)
25	1.57 (1.19 ; 3.88)	5.92 (2.79 ; 9.06)	3.88 (0.73 ; 7.02)	4.81 (0.81 ; 8.82)	4.62 (1.56 ; 7.68)	11.72 (2.41 ; 21.02)
26	0.00 (- ; -)	3.21 (0.91 ; 5.52)	2.62 (0.03 ; 5.21)	2.75 (2.12 ; 5.78)	2.86 (0.45 ; 5.26)	9.06 (0.88 ; 17.24)

27	0.91 (0.70 ; 2.66)	3.03 (0.79 ; 5.27)	3.25 (0.37 ; 6.14)	3.62 (0.14 ; 7.09)	1.89 (1.58 ; 3.85)	16.64 (5.55 ; 27.73)
28	0.87 (0.68 ; 2.60)	0.99 (0.85 ; 2.27)	1.73 (1.36 ; 3.83)	1.53 (1.19 ; 3.80)	2.79 (0.41 ; 5.17)	0.00 (- ; -)
29	0.00 (- ; -)	1.47 (1.03 ; 3.03)	1.41 (1.03 ; 3.31)	2.08 (1.62 ; 4.72)	3.26 (0.69 ; 5.83)	2.35 (1.62 ; 6.51)
30	0.00 (- ; -)	1.60 (1.19 ; 3.23)	2.86 (0.16 ; 5.56)	2.13 (1.64 ; 4.79)	1.79 (1.49 ; 3.69)	0.67 (0.45 ; 2.89)
N1	0.00 (- ; -)	2.58 (0.51 ; 4.64)	4.78 (1.28 ; 8.27)	3.52 (0.09 ; 6.94)	3.63 (0.92 ; 6.34)	2.45 (1.67 ; 6.70)
N2	0.35 (0.27 ; 1.45)	1.73 (0.04 ; 3.42)	6.18 (2.21 ; 10.16)	2.83 (2.19 ; 5.91)	1.80 (1.51 ; 3.72)	1.38 (0.96 ; 4.58)
N3	1.08 (0.83 ; 2.98)	2.23 (0.31 ; 4.16)	5.92 (2.03 ; 9.82)	9.45 (3.84 ; 15.07)	8.73 (4.52 ; 12.94)	3.59 (2.50 ; 8.74)
N4	0.22 (0.17 ; 1.09)	4.74 (1.94 ; 7.54)	5.91 (2.03 ; 9.80)	3.79 (0.24 ; 7.35)	6.76 (3.06 ; 10.46)	3.28 (2.24 ; 8.20)
N5	0.74 (0.57 ; 2.33)	3.01 (0.78 ; 5.25)	4.53 (1.13 ; 7.93)	6.29 (1.71 ; 10.87)	5.25 (1.99 ; 8.51)	1.47 (1.01 ; 4.76)
N6	2.89 (2.21 ; 6.03)	5.05 (2.16 ; 7.95)	8.18 (3.61 ; 12.76)	4.51 (0.63 ; 8.39)	11.34 (6.54 ; 16.13)	6.14 (4.23 ; 12.87)
N7	1.88 (1.45 ; 4.40)	4.03 (1.45 ; 6.61)	3.82 (0.70 ; 6.95)	6.56 (1.88 ; 11.24)	9.04 (4.75 ; 13.32)	3.48 (2.36 ; 8.55)
N8	1.72 (1.33 ; 4.14)	8.93 (5.09 ; 12.78)	13.96 (7.99 ; 19.94)	12.94 (6.37 ; 19.51)	18.36 (12.26 ; 24.46)	2.21 (1.50 ; 6.26)
N9	4.27 (3.28 ; 8.08)	3.17 (0.88 ; 5.46)	12.47 (6.82 ; 18.12)	6.48 (1.83 ; 11.14)	7.17 (3.36 ; 10.99)	2.00 (1.38 ; 5.84)
N10	2.41 (1.87 ; 5.28)	5.91 (2.79 ; 9.04)	10.22 (5.10 ; 15.33)	14.27 (7.37 ; 21.17)	11.02 (6.29 ; 15.74)	7.80 (0.21 ; 15.40)
N11	3.81 (0.22 ; 7.41)	3.52 (1.11 ; 5.94)	4.26 (0.96 ; 7.57)	7.57 (2.54 ; 12.59)	5.39 (2.09 ; 8.70)	5.33 (3.73 ; 11.61)
N12	2.49 (1.93 ; 5.39)	4.18 (1.55 ; 6.81)	6.78 (2.61 ; 10.94)	7.95 (2.80 ; 13.10)	10.39 (5.80 ; 14.97)	6.30 (4.34 ; 13.13)
N13	5.21 (1.01 ; 9.41)	7.90 (4.28 ; 11.51)	15.35 (9.08 ; 21.61)	9.53 (3.89 ; 15.17)	15.02 (9.50 ; 20.54)	10.30 (1.57 ; 19.02)
N14	0.00 (- ; -)	4.11 (1.50 ; 6.72)	8.99 (4.20 ; 13.79)	9.40 (3.80 ; 15.00)	11.26 (6.49 ; 16.04)	6.07 (4.18 ; 12.77)
N15	0.50 (0.38 ; 1.79)	9.11 (5.22 ; 12.99)	15.61 (9.29 ; 21.93)	10.80 (4.80 ; 16.81)	12.89 (7.78 ; 18.01)	7.74 (0.18 ; 15.30)
N16	5.28 (1.05 ; 9.51)	3.58 (1.15 ; 6.01)	13.08 (7.30 ; 18.87)	7.52 (2.51 ; 12.53)	9.54 (5.14 ; 13.93)	4.71 (3.26 ; 10.61)
N17	3.63 (0.12 ; 7.14)	2.38 (0.40 ; 4.37)	10.75 (5.50 ; 15.99)	6.34 (1.74 ; 10.94)	6.65 (2.98 ; 10.32)	2.56 (1.74 ; 6.91)
N18	5.20 (1.00 ; 9.40)	3.89 (1.35 ; 6.42)	10.97 (5.68 ; 16.27)	10.60 (4.65 ; 16.55)	7.08 (3.29 ; 10.87)	1.97 (1.33 ; 5.78)
N19	12.09 (5.69 ; 18.49)	4.48 (1.75 ; 7.20)	11.68 (6.21 ; 17.14)	9.97 (4.20 ; 15.74)	9.17 (4.86 ; 13.48)	4.32 (2.95 ; 9.97)
N20	8.68 (3.25 ; 14.10)	4.06 (1.47 ; 6.66)	16.67 (10.14 ; 23.21)	22.55 (13.88 ; 31.23)	5.40 (2.09 ; 8.71)	14.03 (3.85 ; 24.21)
N21	2.90 (2.19 ; 6.04)	2.15 (0.26 ; 4.04)	5.22 (1.56 ; 8.87)	4.87 (0.84 ; 8.90)	6.31 (2.74 ; 9.89)	3.62 (2.50 ; 8.80)
N22	1.61 (1.25 ; 3.95)	2.04 (0.20 ; 3.88)	8.31 (3.70 ; 12.92)	7.32 (2.38 ; 12.26)	2.77 (0.40 ; 5.14)	3.14 (2.13 ; 7.95)
N23	7.48 (2.45 ; 12.52)	2.33 (0.37 ; 4.30)	8.97 (4.18 ; 13.76)	11.74 (5.49 ; 18.00)	3.29 (0.71 ; 5.87)	3.67 (2.55 ; 8.88)
N24	1.82 (1.41 ; 4.30)	3.08 (0.82 ; 5.34)	8.16 (3.59 ; 12.73)	10.58 (4.64 ; 16.52)	8.29 (4.19 ; 12.38)	3.89 (2.69 ; 9.24)
N25	1.41 (1.10 ; 3.60)	3.19 (0.90 ; 5.49)	7.07 (2.82 ; 11.32)	9.81 (4.09 ; 15.53)	10.95 (6.23 ; 15.66)	3.38 (2.33 ; 8.38)
N26	1.29 (1.00 ; 3.38)	2.43 (0.43 ; 4.44)	6.11 (2.16 ; 10.07)	6.22 (1.66 ; 10.77)	6.62 (2.95 ; 10.28)	3.37 (2.33 ; 8.36)
N27	2.01 (1.44 ; 4.61)	1.69 (0.02 ; 3.36)	6.22 (2.23 ; 10.20)	4.60 (0.68 ; 8.52)	5.49 (2.15 ; 8.82)	2.71 (1.89 ; 7.18)
N28	2.71 (1.90 ; 5.74)	1.59 (1.20 ; 3.21)	6.31 (2.29 ; 10.32)	6.86 (2.08 ; 11.65)	6.17 (2.63 ; 9.70)	5.91 (4.10 ; 12.52)
N29	3.67 (0.14 ; 7.20)	1.67 (0.01 ; 3.34)	7.59 (3.19 ; 12.00)	8.34 (3.06 ; 13.61)	4.98 (1.80 ; 8.15)	6.23 (4.35 ; 13.02)

N30	1.40 (1.07 ; 3.58)	2.90 (0.71 ; 5.09)	9.24 (4.38 ; 14.10)	5.91 (1.47 ; 10.35)	6.45 (2.84 ; 10.07)	5.43 (3.79 ; 11.77)
N31	2.42 (1.80 ; 5.29)	2.22 (0.30 ; 4.13)	5.90 (2.02 ; 9.79)	8.31 (3.05 ; 13.58)	4.01 (1.16 ; 6.86)	4.31 (3.00 ; 9.95)
N32	2.37 (1.80 ; 5.21)	3.70 (1.23 ; 6.18)	7.14 (2.87 ; 11.41)	9.39 (3.80 ; 14.99)	7.87 (3.88 ; 11.87)	7.49 (0.05 ; 14.92)
N33	2.55 (1.96 ; 5.49)	0.18 (0.11 ; 0.72)	8.94 (4.16 ; 13.72)	11.17 (5.06 ; 17.27)	7.58 (3.66 ; 11.50)	10.68 (1.80 ; 19.57)
N34	4.40 (0.54 ; 8.27)	1.00 (0.85 ; 2.28)	4.30 (0.98 ; 7.61)	5.70 (1.34 ; 10.06)	9.86 (5.39 ; 14.33)	2.85 (1.95 ; 7.44)
N35	1.37 (1.06 ; 3.52)	3.54 (1.12 ; 5.96)	9.53 (4.59 ; 14.46)	5.65 (1.31 ; 9.99)	4.44 (1.44 ; 7.44)	5.45 (3.76 ; 11.80)

Tabel 2. Ørred ≥ 30 cm (n/100 m^2 (95 % C.L.)). Hver 100 m delstrækning er nummereret opstrøms fra i vandløbet. Strækninger tilhørende den nedre strækning, nedstrøms Slevad Bro, er noteret med N. F=befiskning i forsommeren. E=befiskning i efteråret.

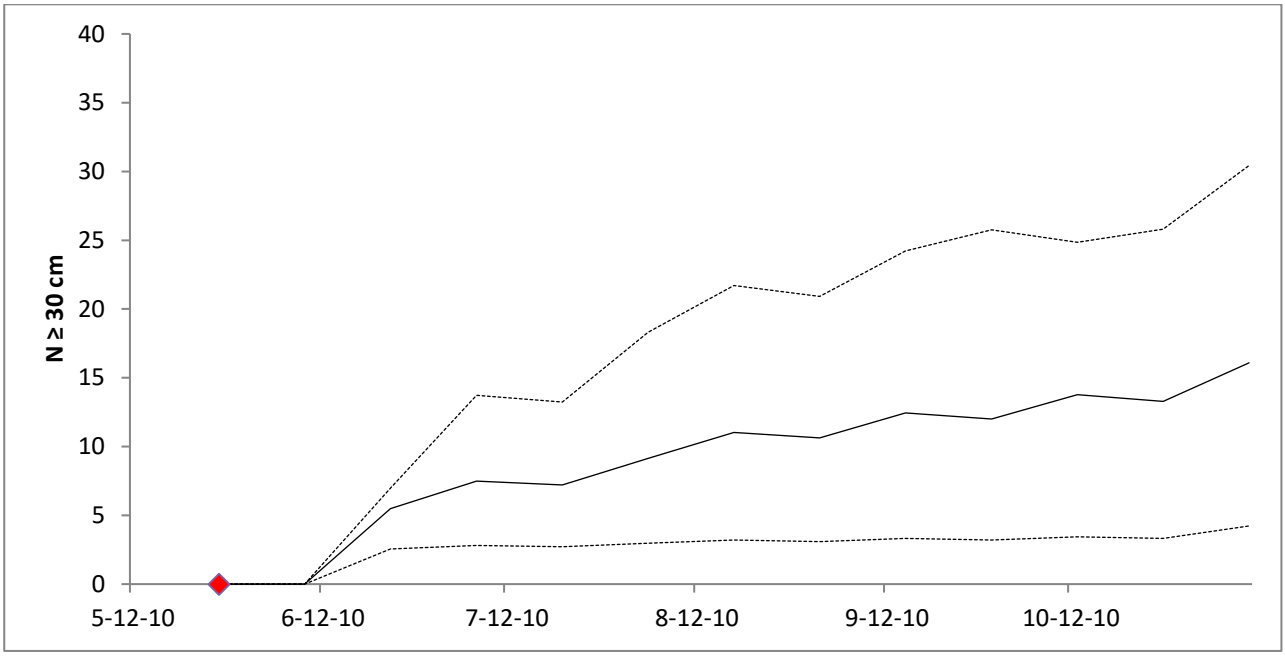
Stræk	F2009	F2010	F2011	E2011	F2012	E2012
1	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,42 (0,32 ; 1,59)	0,19 (0,16 ; 0,82)	0,24 (0,16 ; 1,57)
2	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,18 (0,15 ; 0,87)	0,00 (- ; -)	0,36 (0,30 ; 1,21)	0,44 (0,30 ; 2,26)
3	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,29 (0,23 ; 1,14)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,69 (0,47 ; 2,95)
4	0,21 (0,16 ; 1,05)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,42 (0,32 ; 1,59)	0,19 (0,16 ; 0,82)	0,00 (- ; -)
5	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,23 (0,19 ; 1,01)	0,24 (0,19 ; 1,14)	0,00 (- ; -)	0,56 (0,38 ; 2,60)
6	0,17 (0,13 ; 2,26)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,16 (0,13 ; 0,72)	0,39 (0,26 ; 2,09)
7	0,19 (0,14 ; 2,28)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,17 (0,14 ; 0,77)	0,22 (0,14 ; 1,48)
8	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,33 (0,25 ; 1,37)	0,15 (0,13 ; 0,71)	0,38 (0,25 ; 2,05)
9	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,16 (0,13 ; 0,89)	0,30 (0,25 ; 1,08)	0,93 (0,63 ; 3,55)
10	0,23 (0,18 ; 2,32)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,23 (0,18 ; 1,11)	0,21 (0,18 ; 0,87)	1,06 (0,71 ; 3,87)
11	0,20 (0,16 ; 2,29)	0,00 (- ; -)	0,19 (0,16 ; 0,90)	0,60 (0,47 ; 2,02)	0,94 (0,78 ; 2,31)	0,47 (0,31 ; 2,32)
12	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,20 (0,16 ; 0,90)	0,41 (0,32 ; 1,58)	0,38 (0,32 ; 1,26)	0,71 (0,48 ; 3,00)
13	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,14 (0,12 ; 0,67)	0,35 (0,23 ; 1,95)
14	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,22 (0,17 ; 1,07)	0,20 (0,17 ; 0,84)	0,76 (0,51 ; 3,12)
15	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,44 (0,36 ; 1,50)	0,23 (0,18 ; 1,11)	0,21 (0,18 ; 0,87)	1,06 (0,71 ; 3,87)
16	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,40 (0,31 ; 1,55)	0,37 (0,31 ; 1,23)	0,23 (0,15 ; 1,53)
17	0,18 (0,14 ; 2,28)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,74 (0,57 ; 2,30)	0,17 (0,14 ; 0,76)	0,43 (0,29 ; 2,20)
18	0,19 (0,15 ; 2,28)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,19 (0,15 ; 0,99)	0,36 (0,30 ; 1,21)	1,55 (1,04 ; 4,94)
19	0,17 (0,13 ; 2,26)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,34 (0,27 ; 1,41)	0,16 (0,13 ; 0,73)	1,39 (0,93 ; 4,59)
20	0,29 (0,23 ; 2,38)	0,00 (- ; -)	0,56 (0,45 ; 1,76)	0,88 (0,68 ; 2,59)	0,82 (0,68 ; 2,10)	1,35 (0,91 ; 4,51)
21	0,21 (0,16 ; 2,30)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,62 (0,48 ; 2,06)	0,19 (0,16 ; 0,82)	0,72 (0,48 ; 3,03)
22	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,40 (0,31 ; 1,56)	0,00 (- ; -)	0,70 (0,47 ; 2,97)
23	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,77 (0,63 ; 2,18)	1,21 (0,94 ; 3,21)	0,75 (0,63 ; 1,98)	0,00 (- ; -)
24	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,90 (0,70 ; 2,64)	0,00 (- ; -)	1,04 (0,70 ; 3,82)
25	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,65 (0,51 ; 2,13)	0,20 (0,17 ; 0,84)	0,50 (0,34 ; 2,44)
26	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,19 (0,15 ; 0,88)	0,20 (0,15 ; 1,00)	0,18 (0,15 ; 0,79)	0,45 (0,30 ; 2,28)
27	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,22 (0,18 ; 0,96)	0,45 (0,35 ; 1,68)	0,21 (0,18 ; 0,86)	0,26 (0,18 ; 1,65)
28	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,22 (0,17 ; 1,07)	0,20 (0,17 ; 0,84)	0,00 (- ; -)
29	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,57 (0,44 ; 1,94)	0,00 (- ; -)	0,66 (0,44 ; 2,86)
30	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,18 (0,15 ; 0,87)	0,38 (0,30 ; 1,52)	0,18 (0,15 ; 0,78)	0,22 (0,15 ; 1,50)

N1	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,37 (0,30 ; 1,35)	0,20 (0,15 ; 1,00)	0,36 (0,30 ; 1,22)	0,45 (0,30 ; 2,28)
N2	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,17 (0,14 ; 0,83)	0,53 (0,41 ; 1,86)	0,00 (- ; -)	0,41 (0,27 ; 2,14)
N3	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,27 (0,21 ; 1,21)	0,25 (0,21 ; 0,96)	0,31 (0,21 ; 1,82)
N4	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,26 (0,17 ; 1,63)
N5	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,37 (0,29 ; 1,48)	0,69 (0,57 ; 1,87)	0,21 (0,14 ; 1,47)
N6	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,27 (0,18 ; 1,70)
N7	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,47 (0,36 ; 1,72)	0,44 (0,36 ; 1,38)	0,00 (- ; -)
N8	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,64 (0,50 ; 2,11)	0,60 (0,50 ; 1,70)	0,25 (0,17 ; 1,60)
N9	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,21 (0,17 ; 0,95)	0,44 (0,34 ; 1,66)	0,83 (0,69 ; 2,12)	0,51 (0,34 ; 2,46)
N10	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,51 (0,42 ; 1,66)	0,00 (- ; -)	0,25 (0,21 ; 0,96)	0,00 (- ; -)
N11	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,40 (0,32 ; 1,41)	0,84 (0,65 ; 2,51)	0,19 (0,16 ; 0,82)	0,00 (- ; -)
N12	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,15 (0,12 ; 0,77)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,54 (0,36 ; 2,53)
N13	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,22 (0,18 ; 0,96)	0,23 (0,18 ; 1,09)	0,42 (0,35 ; 1,34)	0,26 (0,18 ; 1,65)
N14	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	1,40 (1,09 ; 3,57)	0,00 (- ; -)	0,27 (0,18 ; 1,68)
N15	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,16 (0,13 ; 0,80)	0,50 (0,38 ; 1,78)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)
N16	0,15 (0,12 ; 2,24)	0,00 (- ; -)	0,14 (0,12 ; 0,75)	0,15 (0,12 ; 0,86)	0,14 (0,12 ; 0,67)	0,35 (0,23 ; 1,95)
N17	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,14 (0,12 ; 0,75)	0,75 (0,58 ; 2,33)	0,14 (0,12 ; 0,67)	0,17 (0,12 ; 1,30)
N18	0,00 (- ; -)	0,19 (0,17 ; 0,76)	0,21 (0,17 ; 0,93)	0,43 (0,33 ; 1,63)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)
N19	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,15 (0,12 ; 0,78)	0,48 (0,37 ; 1,73)	0,15 (0,12 ; 0,69)	0,92 (0,62 ; 3,52)
N20	0,26 (0,21 ; 2,36)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,26 (0,21 ; 1,20)	0,25 (0,21 ; 0,95)	0,61 (0,41 ; 2,73)
N21	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,19 (0,16 ; 0,90)	0,60 (0,47 ; 2,02)	0,75 (0,63 ; 1,98)	0,93 (0,63 ; 3,55)
N22	0,00 (- ; -)	0,29 (0,25 ; 0,99)	0,00 (- ; -)	0,48 (0,38 ; 1,75)	0,00 (- ; -)	0,56 (0,38 ; 2,59)
N23	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,76 (0,59 ; 2,35)	0,23 (0,20 ; 0,92)	0,29 (0,20 ; 1,76)
N24	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,50 (0,38 ; 1,78)	0,31 (0,26 ; 1,10)	0,38 (0,26 ; 2,06)
N25	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,53 (0,41 ; 1,86)	0,33 (0,27 ; 1,14)	0,41 (0,27 ; 2,14)
N26	0,14 (0,11 ; 2,23)	0,00 (- ; -)	0,14 (0,11 ; 0,73)	0,29 (0,22 ; 1,26)	0,13 (0,11 ; 0,65)	0,50 (0,33 ; 2,41)
N27	0,00 (- ; -)	0,13 (0,11 ; 0,59)	0,14 (0,11 ; 0,73)	0,43 (0,33 ; 1,63)	0,00 (- ; -)	0,17 (0,11 ; 1,27)
N28	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,12 (0,10 ; 0,69)	0,26 (0,20 ; 1,18)	0,48 (0,40 ; 1,46)	1,04 (0,70 ; 3,82)
N29	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,13 (0,11 ; 0,72)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)
N30	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,37 (0,29 ; 1,49)	0,35 (0,29 ; 1,19)	0,43 (0,29 ; 2,22)
N31	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	1,03 (0,80 ; 2,88)	0,00 (- ; -)	0,45 (0,30 ; 2,26)
N32	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,51 (0,40 ; 1,83)	0,00 (- ; -)	0,30 (0,20 ; 1,78)
N33	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,42 (0,33 ; 1,60)	0,52 (0,43 ; 1,55)	0,32 (0,22 ; 1,87)

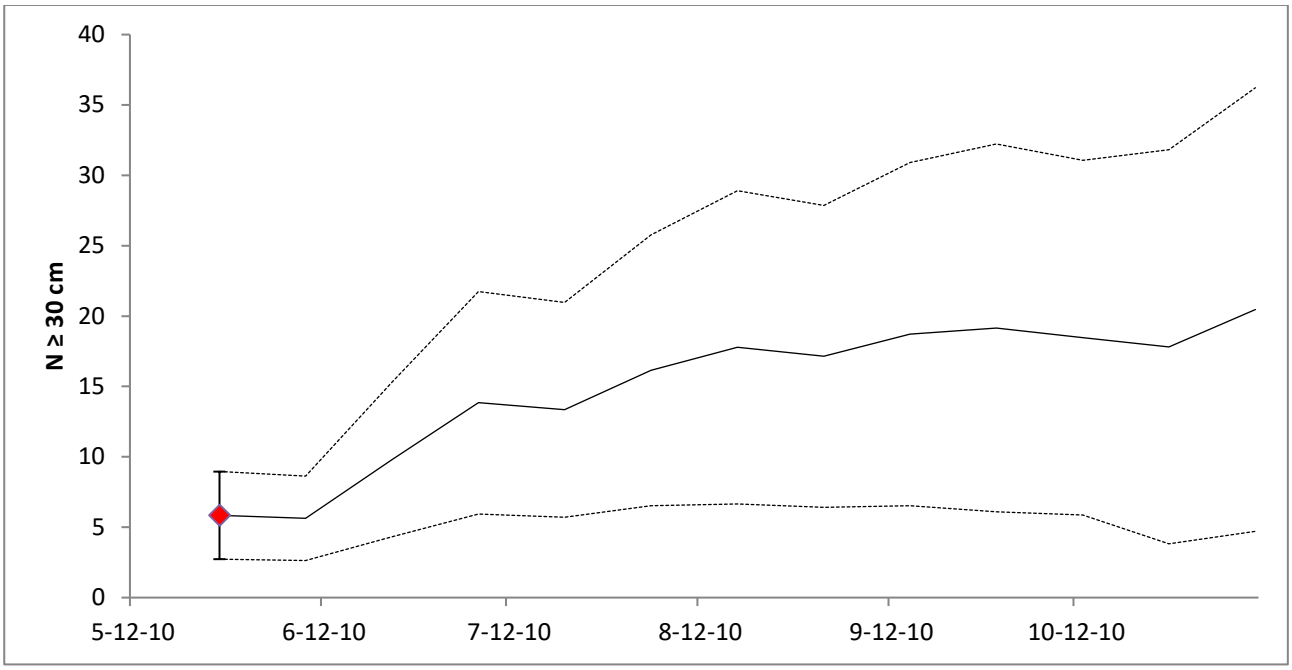
N34	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,31 (0,24 ; 1,34)	0,44 (0,37 ; 1,38)	0,00 (- ; -)
N35	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,00 (- ; -)	0,45 (0,35 ; 1,69)	0,28 (0,24 ; 1,04)	0,18 (0,12 ; 1,31)

Bilag 6

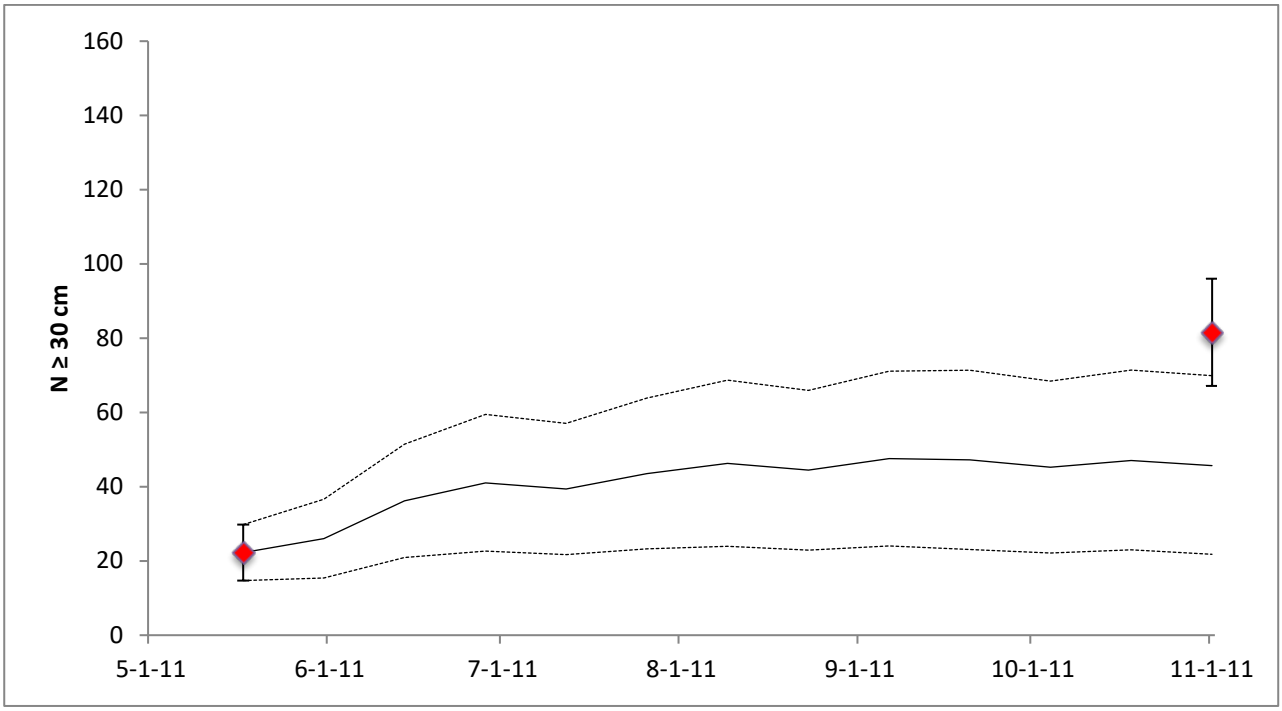
Den beregnede bestand af ørred ≥ 30 cm (fuldt optrukket linje) med 95 % C.L. (stiplede linjer) i Nørreå 2009 – 2012. De røde punkter angiver den beregnede bestand med 95 % C.L. fundet ved befiskningerne.



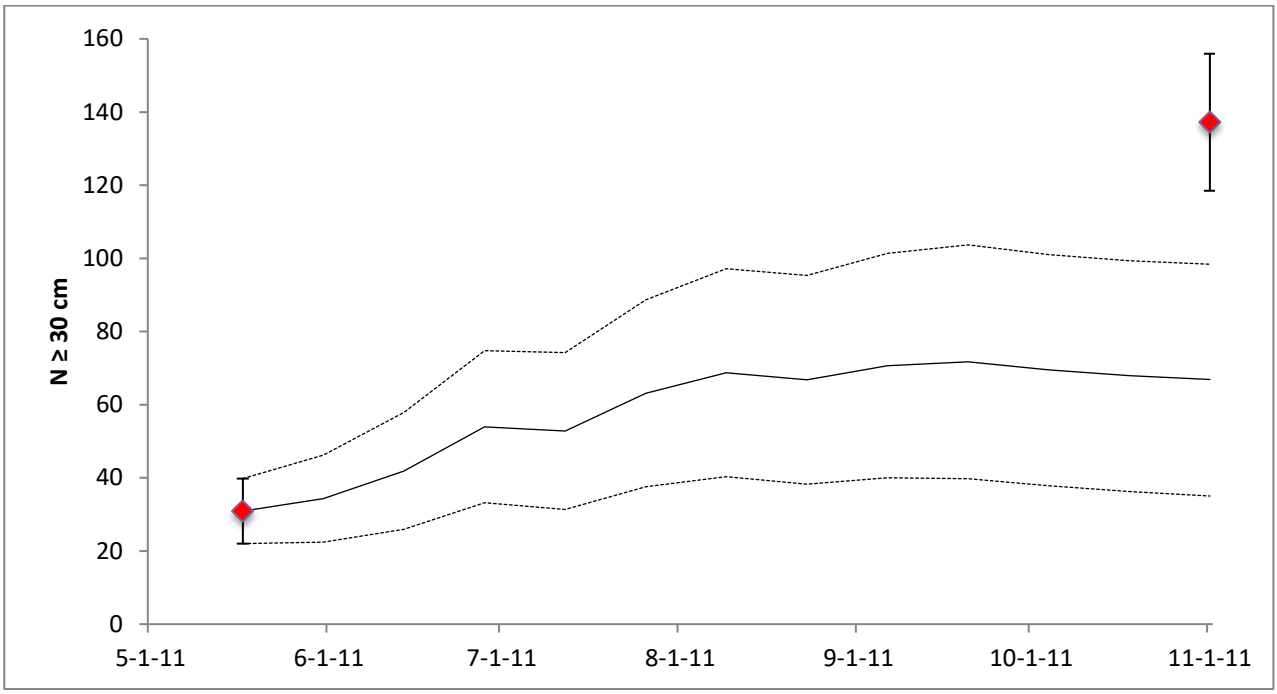
Figur 1: Øvre strækning 2010.



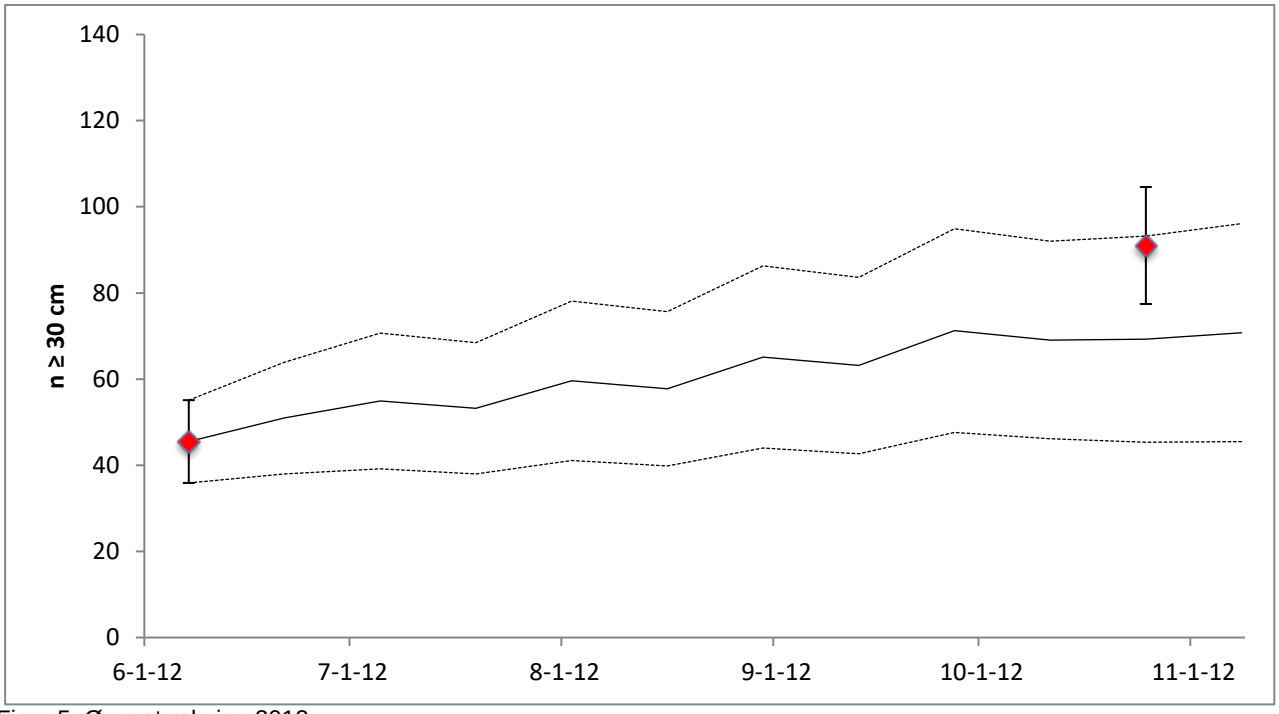
Figur 2: Nedre strækning 2010.



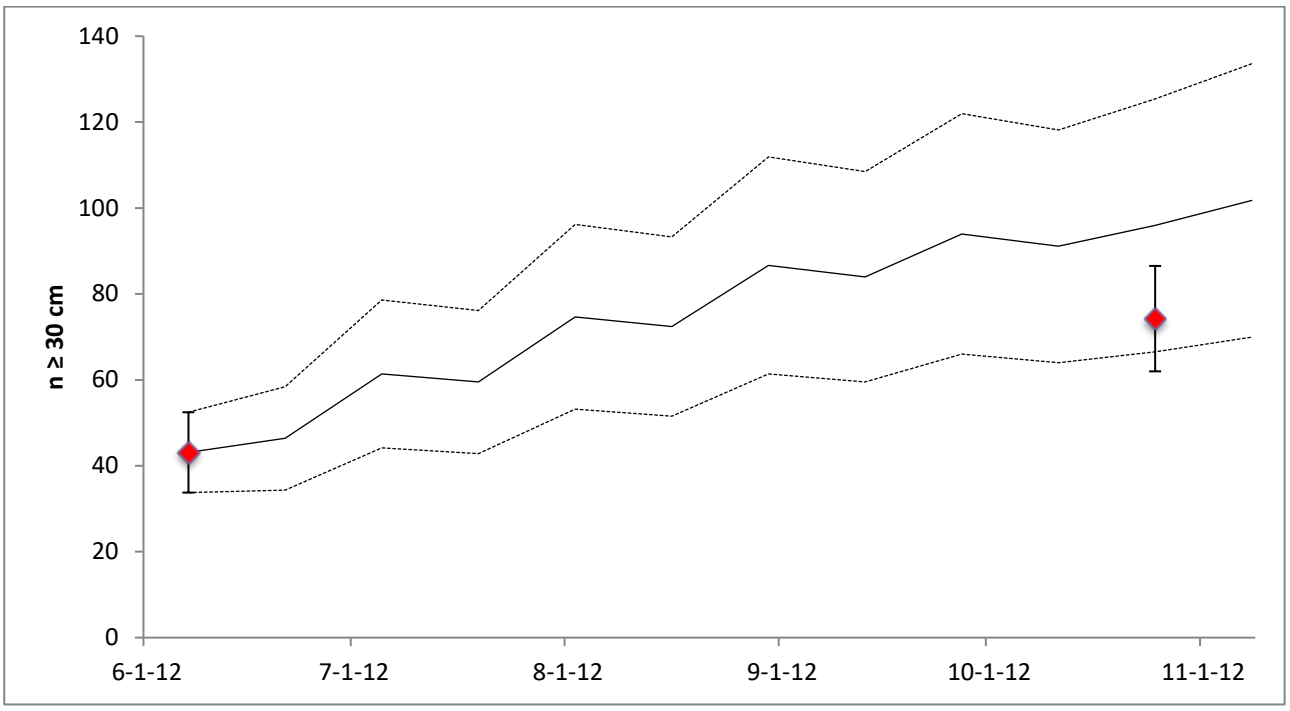
Figur 3: Øvre strækning 2011.



Figur 4: Nedre strækning 2011.



Figur 5: Øvre strækning 2012.



Figur 6: Nedre strækning 2012.

Bilag 7

Oversigt over lystfiskerfangster af ørred i Nørreå 2010 – 2012.

Dato	Antal timer	Grejtype	Fangst	Længde	Hjemtaget
16/06/10	3	Flue	1	15	
19/06/10	1	Nymfe	1	17	
		Nymfe	1	23	
		Nymfe	1	19	
		Nymfe	1	32	
27/06/10	4	Spin	1	22	
23/08/10	4,5	Flue	1	19	
		Flue	1	15	
05/09/10	4	Spin	1	35	
13/09/10	2,5	Spin			
16/09/10	2,25	Spin			
29/09/10	4	Flue			
30/09/10	1,5	Flue	1	25	
03/10/10	2,5	Flue	1	21	
12/10/10	6	Flue			
22/10/10	4	Spin / orm			
30/05/11	4	Flue	1	13	
		Flue	1	13	
		Flue	1	14	
		Flue	1	14	
		Flue	1	22	
04/06/11	4	Flue	12	15-25	
05/06/11	2	Flue / Spinner			
07/06/11	3	Spin			
08/06/11	8	Flue	5	20-29	
		Flue	7	30-35	
13/06/11	4	Flue	3	12-17	
15/06/11	3	Flue	2	20-29	
		Flue	1	35	
30/06/11	2	Flue / Spinner			
07/07/11	5	Flue	1	12	
		Flue	1	16	
		Flue	1	21	
		Flue	1	26	
		Flue	1	31	
08/07/11	3	Flue			
12/07/11	4	Flue			
12/07/11	2	Flue	1	30	
19/07/11	2	Flue	1		
26/07/11	4	Spin	1	18	
		Spin	1	32	
04/08/11	4,5	Spin / Wobler			

08/08/11	4,25	Spin	1	16	
		Spin	1	23	
		Spin	1	34	x
		Spin	1	38	x
21/08/11	4,5	?			
24/08/11	4	Flue	1	18	
		Flue	1	29	
30/08/11	4	Spin	1	15,5	
09/09/11	2	?			
12/09/11	2	?	1	20	
16/09/11	5	Nymfe	1	31	x
24/09/11	4	Flue	1	19	
		Flue	1	22	
		Flue	1	20	
		Flue	1	24	
		Flue	1	27	
		Flue	1	18	
		Flue	1	20	
		Flue	1	22	
		Flue	1	25	
		Flue	1	25	
27/09/11	2,5	Spin	1	37	x
		Spin	1	24	
		Spin	1	26	
		Spin	1	28	
		Spin	1	23	
		Spin	1	21	
		Spin	1	18	
		Spin	1	17	
04/10/11	1,75	Spin			
04/10/11	2	Nymfe	1	13	
		Nymfe	1	23	
		Nymfe	1	32	
		Nymfe	1	32	
05/10/11	2,25	Flue / Spinner	1	22	
12/10/11	2,5	Spin	1	37	x
		Spin	1	27	
		Spin	1	28	
13/10/11	2,5	?	1	27	
15/10/11	6,5	Flue / Spinner	1	20	
		Flue / Spinner	1	20	
		Flue	1	35	
		Flue	1	32	
26/10/11	3	Flue / Spinner			
27/10/11	2	Flue / Spinner			
13/06/12	2,25	?	1	27	
		?	1	25	

		?	1	28	
12/06/12	1,5	Flue	1	35	x
18/06/12	2	Flue			
19/06/12	2	Spin			
27/06/12	2	Spin	1	24	
26/06/12	4	Flue	1	28	
02/07/12	3	Spin	1	15	
02/07/12	2	Flue	1	27	
		Flue	1	15	
02/07/12	3	?			
02/07/12	3	Flue			
05/07/12	2	Flue			
11/07/12	2,9	?	1	34	x
		?	1	34	x
		?	1	35	x
09/07/12	2,9	Wobler	1	24	
12/07/12	3	?			
15/07/12	3,5	Flue			
16/07/12	4	Flue	1	25	
		Flue	1	23	
25/07/12	3	Flue			
28/07/12	3	Flue			
03/08/12	4	Spin	1	28	
08/08/12	2,5	?			
09/08/12	3	Spin	1	30	x
		Spin	1	31	x
16/08/12	2	Flue	1	23	
		Flue	1	18	
17/08/12	2	Flue	1	22	
21/08/12	3	Spin			
29/08/12	3	Flue			
05/09/12	3,25	Spin			
08/09/12	4,5	Spin			
09/09/12	4,25	Spin			
13/09/12	3	Spin			
14/09/12	3,25	Spin			
17/09/12	4	Spin			

Bilag 8

Tabel 1. Tætheden af ørred (alle størrelser) (n/100m^2) i en række undersøgelser.* indsamlet i august – september

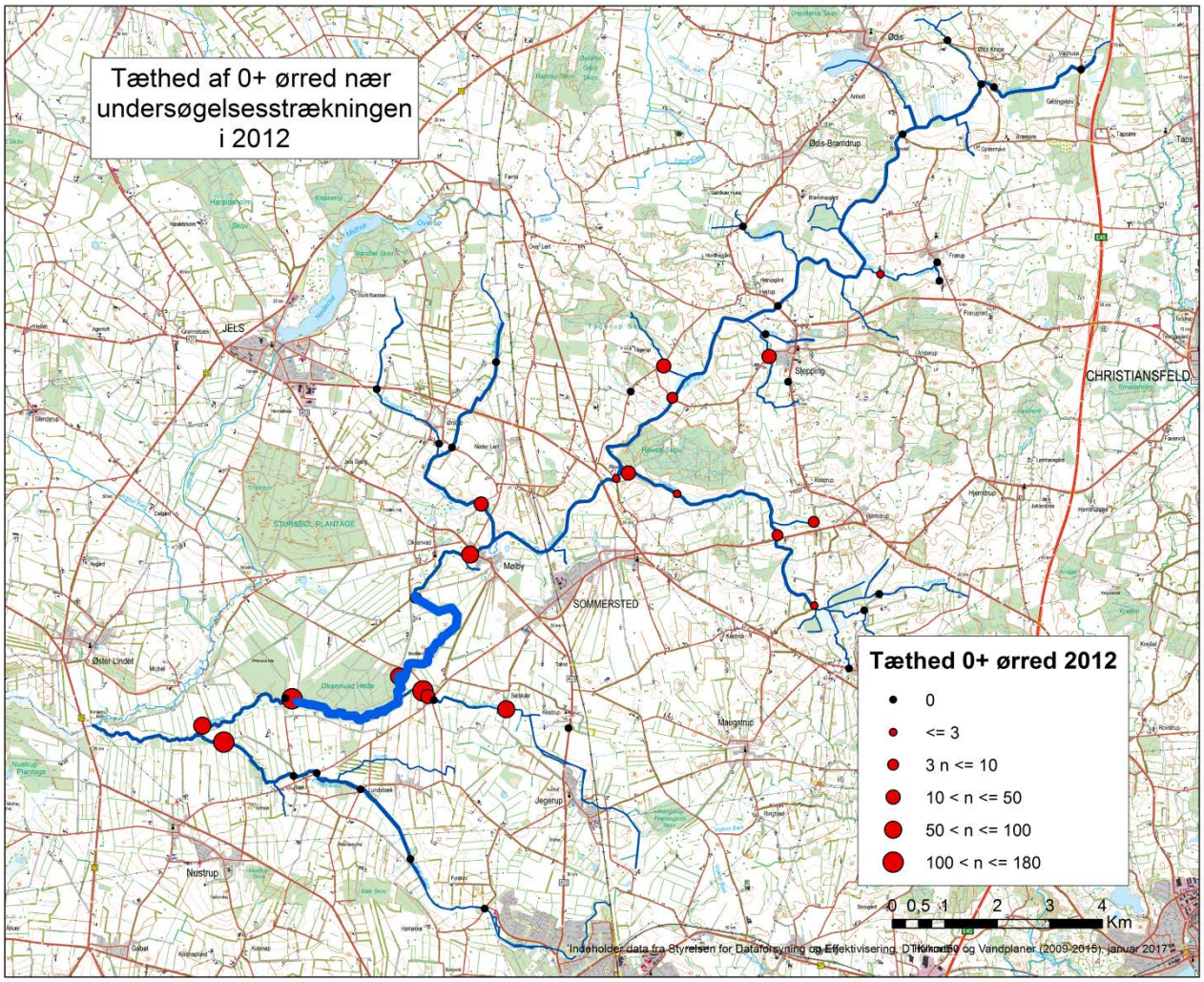
	Forår-forsommer			Efterår				
Vandløb	**Middel**	**Min**	**Maks**	**Middel**	**Min**	**Maks**	**Kilde**	**Vandløbsbredde (middel)**
Nørreå	4,12	2	6,23	5,72	5,7	5,75		8
Trend Å 1995	3,72	3,39	5,8	2,93	2,81	3,04	Pedersen og Geertz-Hansen 2001	5
Trend Å 1996	3,1	3,09	3,11	0,86	0,86	0,88	Pedersen og Geertz-Hansen 2001	5
Hover Å 1997	1,18	0,86	1,5	2,03	1,98	2,08	Pedersen og Geertz-Hansen 2001	6
Hover Å 1998	1,5	0,87	2,13				Pedersen og Geertz-Hansen 2001	6
Ribe Å-systemet				19,5	0	133	Pedersen et al. 2016	≥5
Ribe Å-systemet*				35,7	2	170	Christensen 2013	≥5
Scorff, Frankrig						5 til 6	Maisse og Bagliniere 1999	

Tabel 2. Tætheden af ørred ≥ 30 cm (n/100m^2) fundet ved en række undersøgelser.

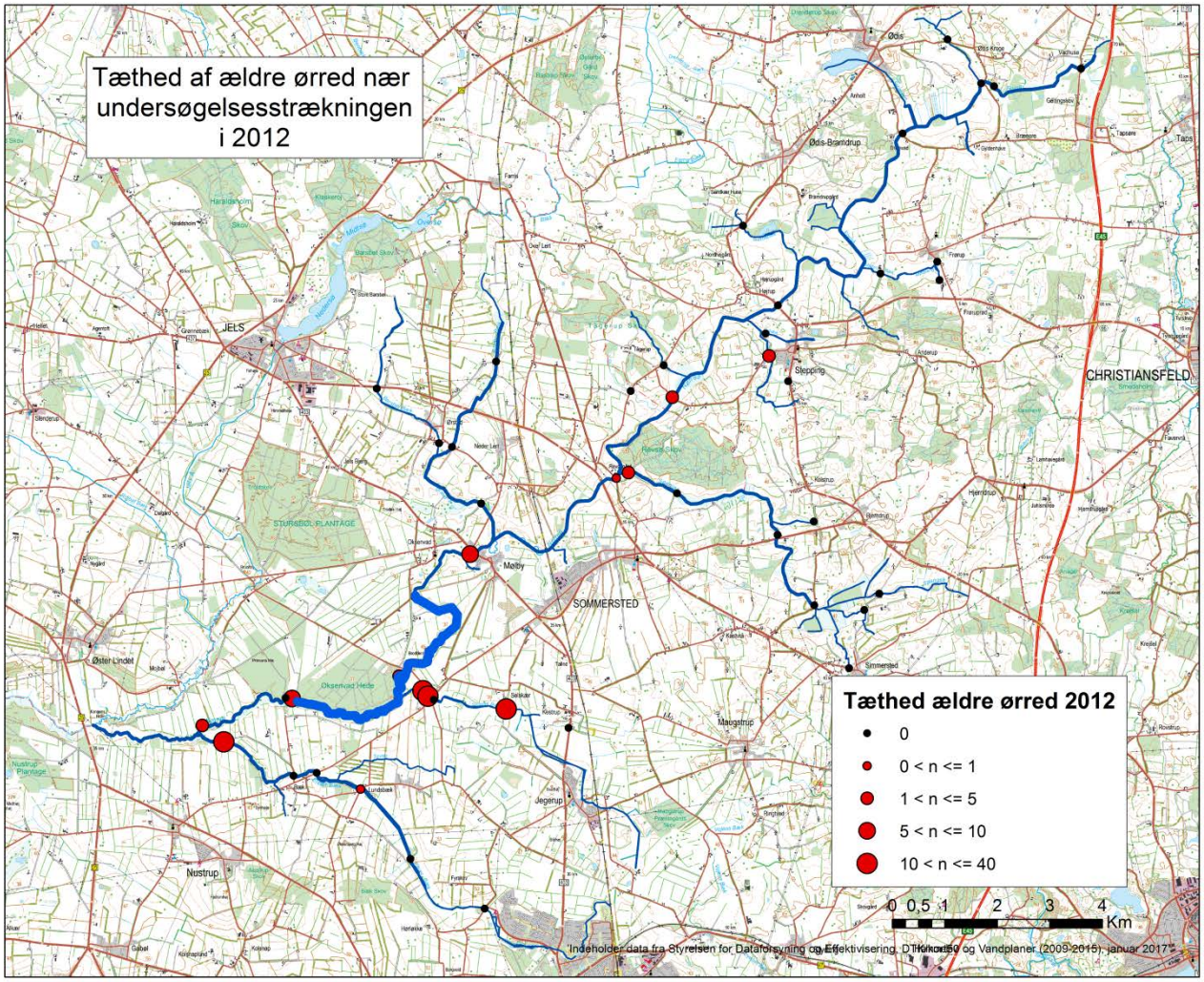
	Forår-forsommer			Efterår				
Vandløb	**Middel**	**Min**	**Maks**	**Middel**	**Min**	**Maks**	**Kilde**	**Vandløbsbredde (middel)**
Nørreå	0,1	0,01	0,24	0,43	0,4	0,45		8
Trend Å 1995				0,3			Pedersen og Geertz-Hansen 2001	5
Trend Å 1996				0,14			Pedersen og Geertz-Hansen 2001	5
Hover Å 1997				0,43			Pedersen og Geertz-Hansen 2001	6

Bilag 9

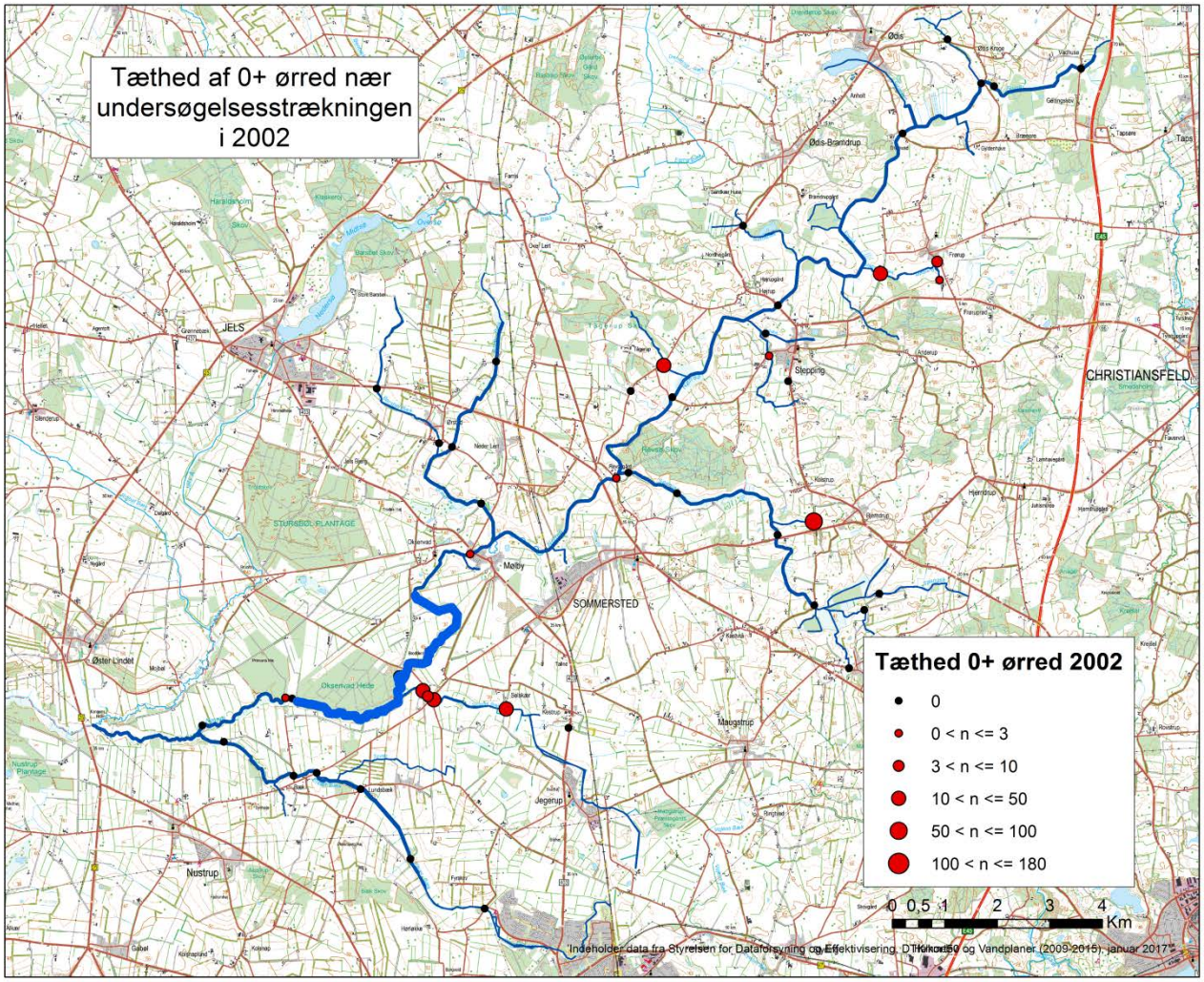
Tætheder af ørred på elfiskestationer nær undersøgelsesområdet i Ribe Å 2012.



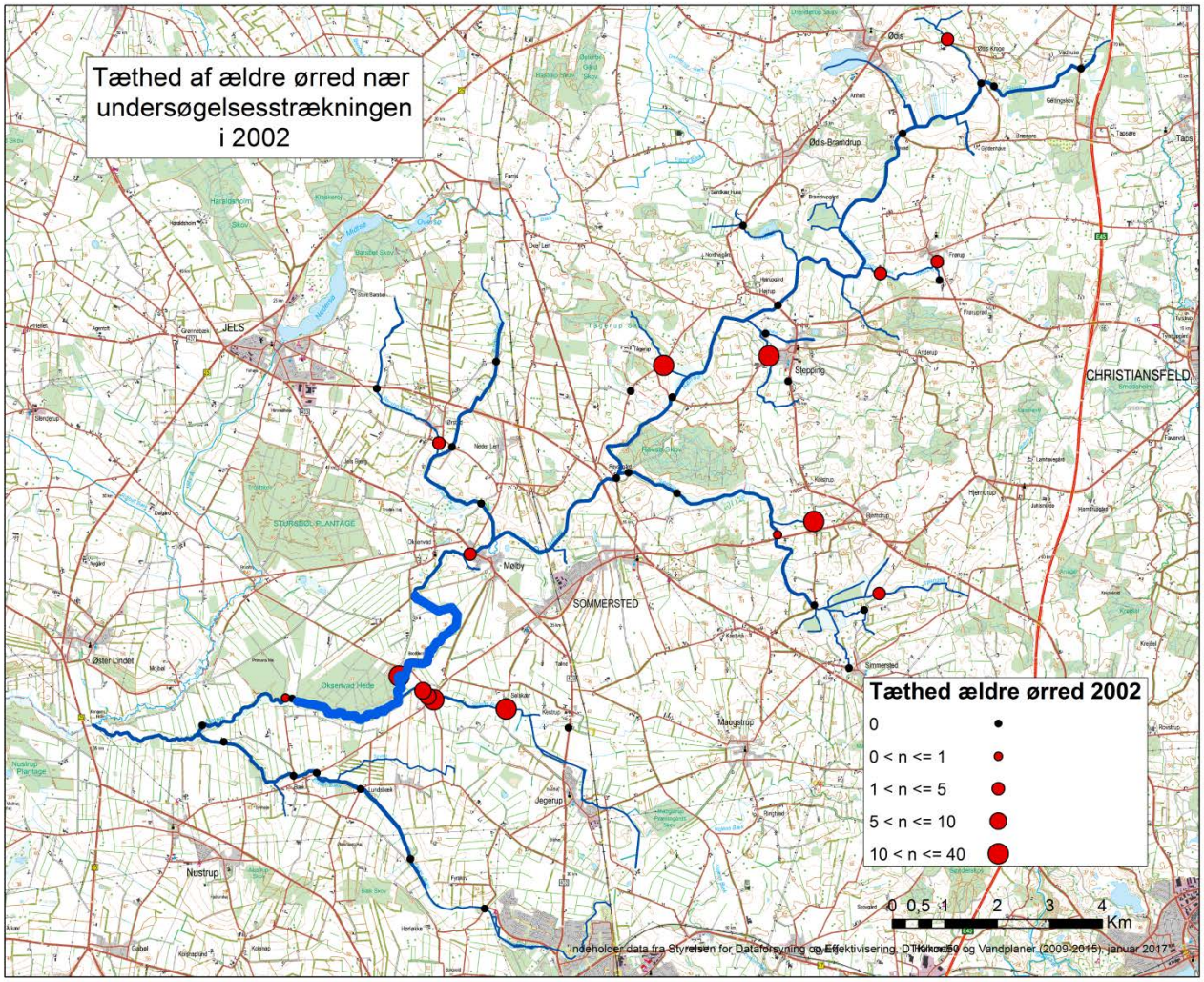
Figur 1: Tæthed af ½ års ørred i undersøgelsesområdet, eller i området nær dette i 2012 (Christensen, 2013). Undersøgelsesstrækningen er markeret med fed streg.



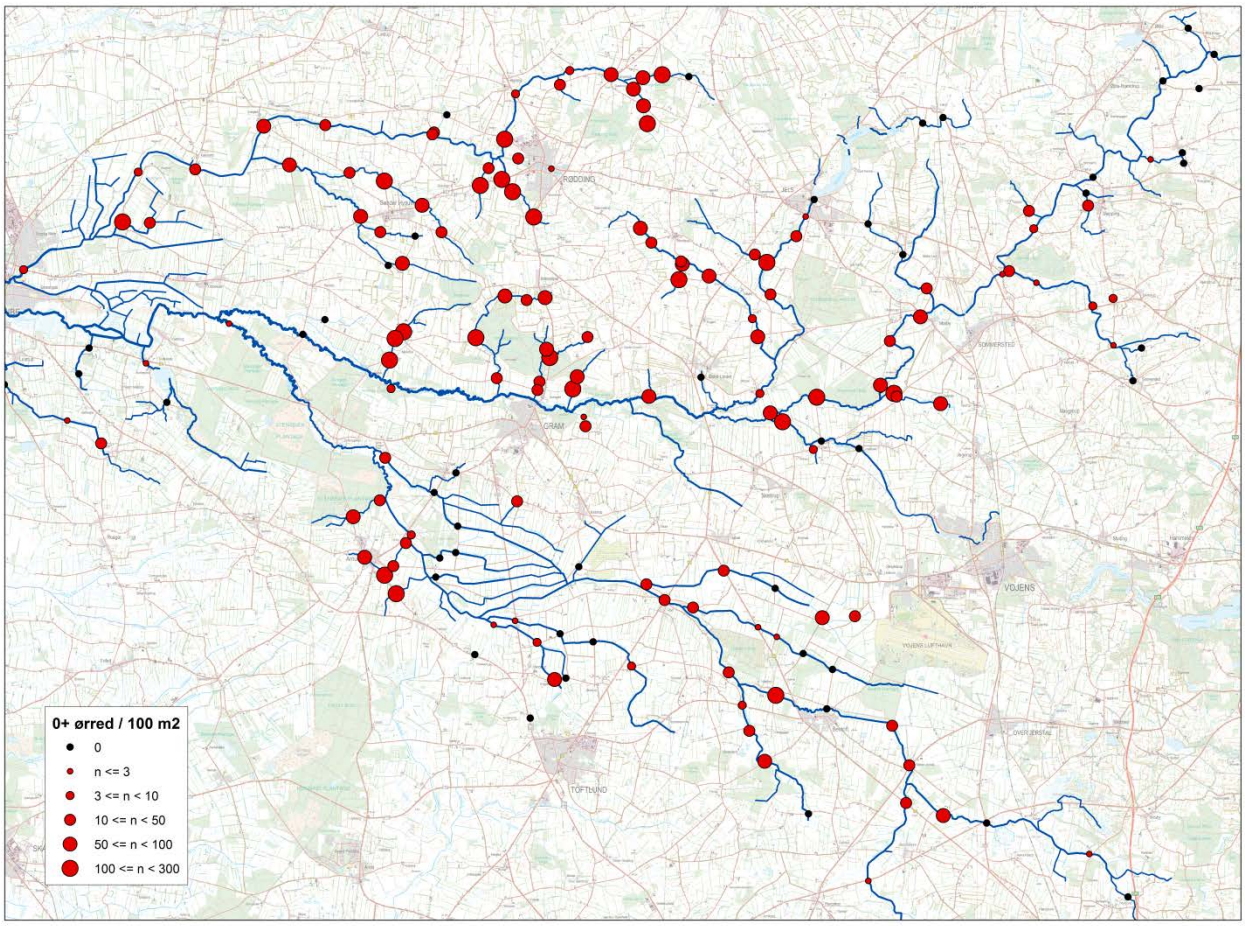
Figur 2: Tæthed af ørred ældre end 1 år i undersøgelsesområdet, eller i området nær dette i 2012 (Christensen, 2013). Undersøgelsesstrækningen er markeret med fed streg.



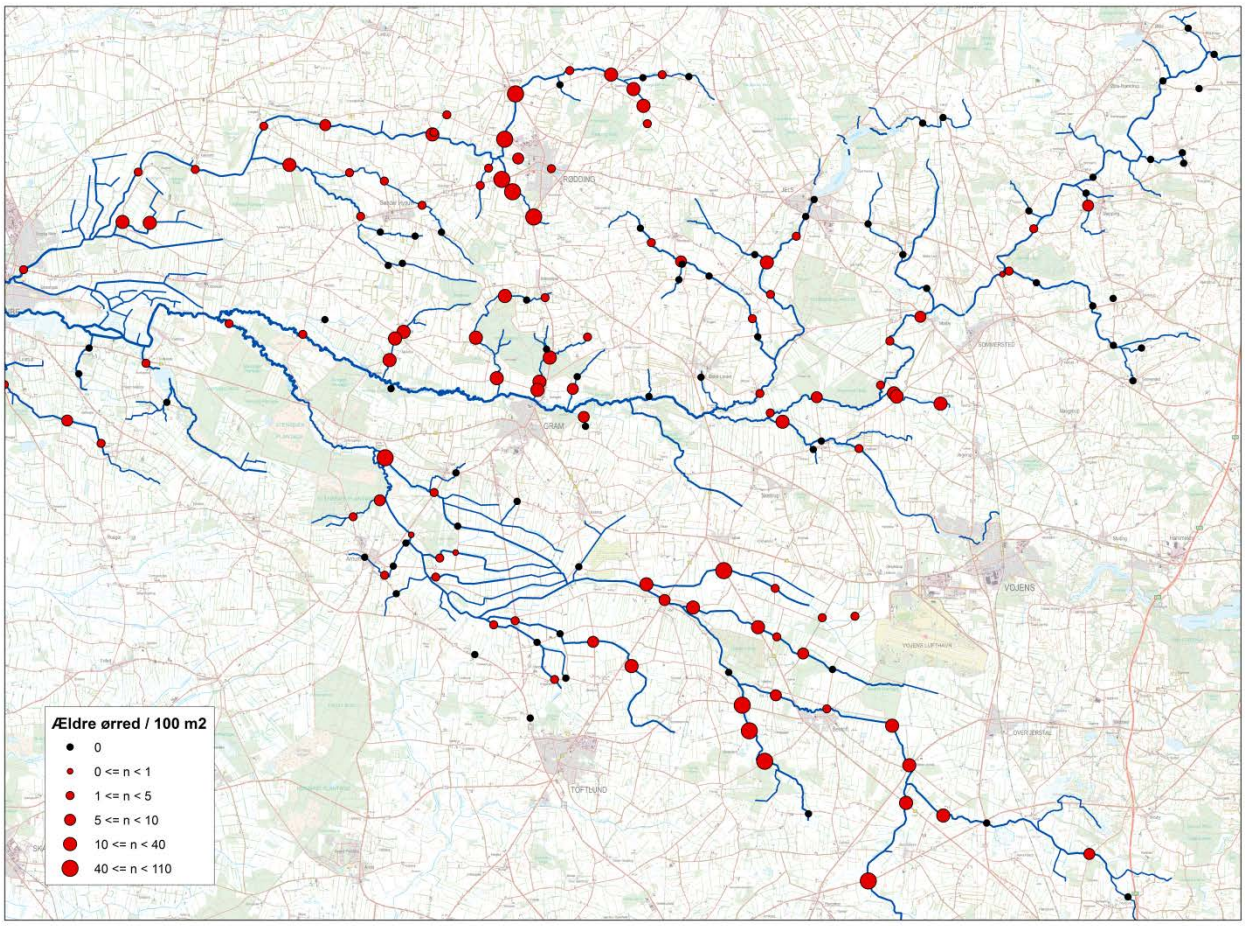
Figur 3: Tæthed af ½ års ørred i undersøgelsesområdet, eller i området nær dette i 2002 (Christensen, 2003). Undersøgelsesstrækningen er markeret med fed streg.



Figur 4: Tæthed af ørred ældre end 1 år i undersøgelsesområdet, eller i området nær dette i 2002 (Christensen, 2003). Undersøgelsesstrækningen er markeret med fed streg.



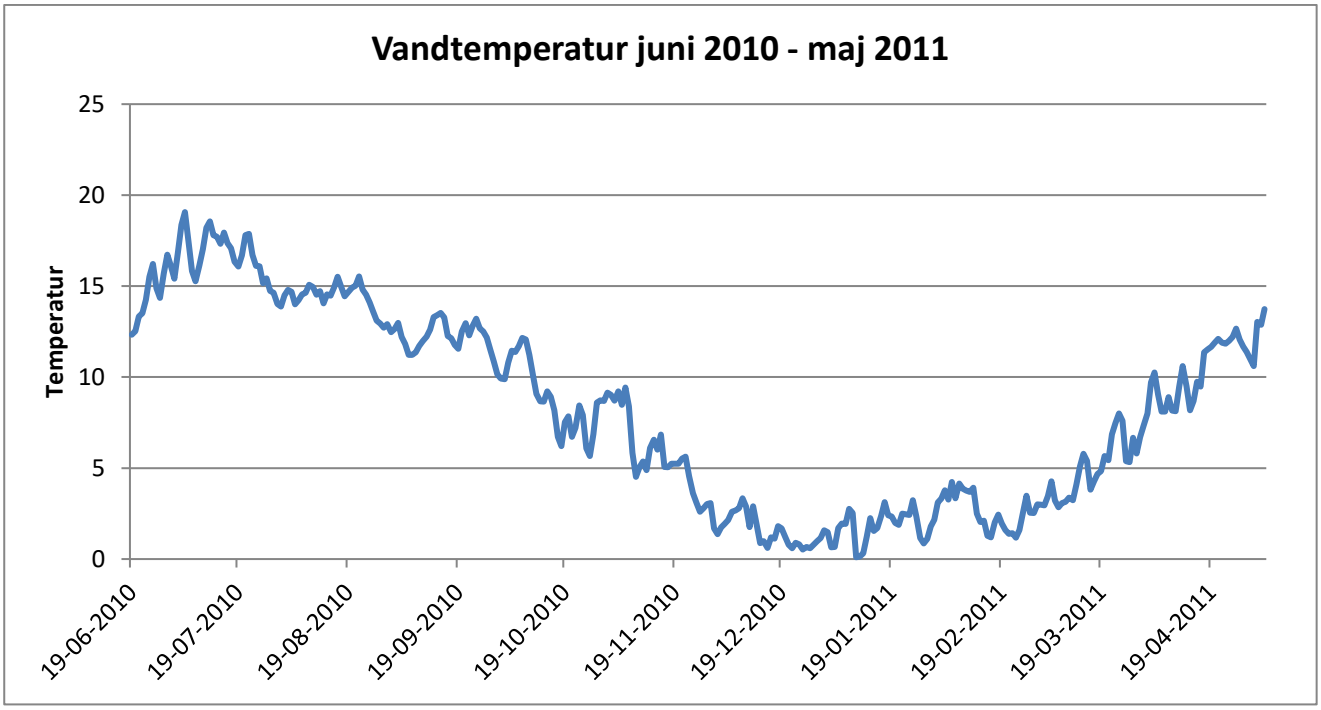
Figur 5: Tæthed af ½ års ørred i hele Ribe Å-systemet i 2012 (Christensen, 2013).



Figur 6: Tæthed af ørred ældre end 1 år i hele Ribe Å-systemet i 2012 (Christensen, 2013).

Bilag 10

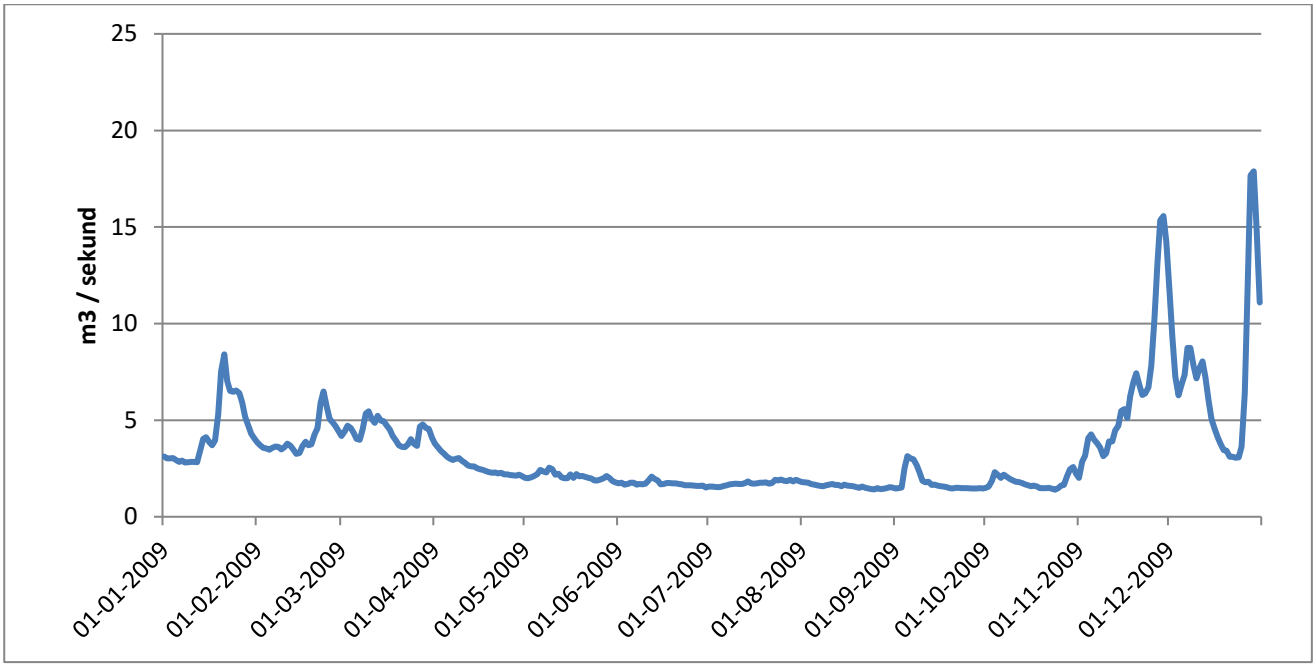
Vandtemperaturer målt med temperaturloggere på undersøgelsesstrækningen.



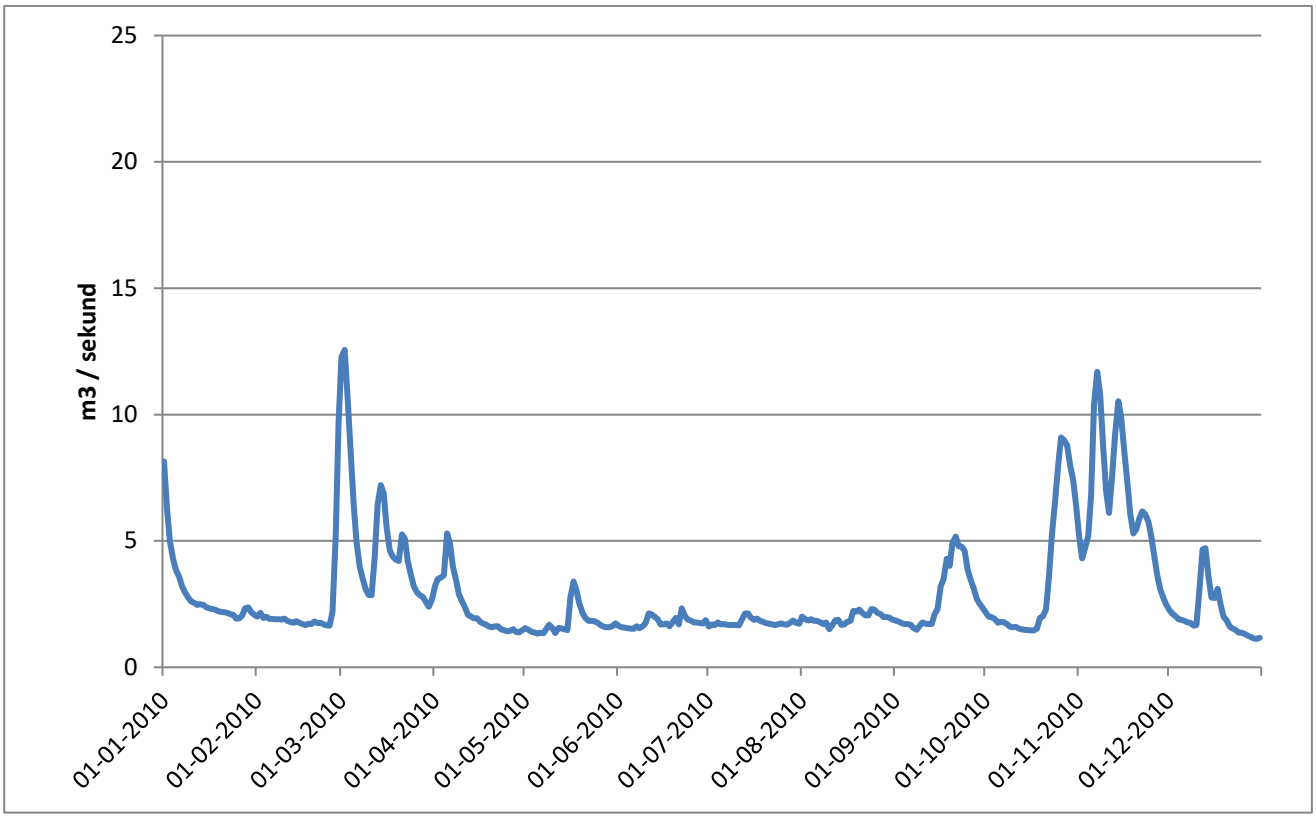
Figur 1: Vandtemperatur fra 19. juni 2010 til 4. maj 2011.

Figur 2: Vandtemperatur fra 27. juni 2012 til 30. nov. 2012.

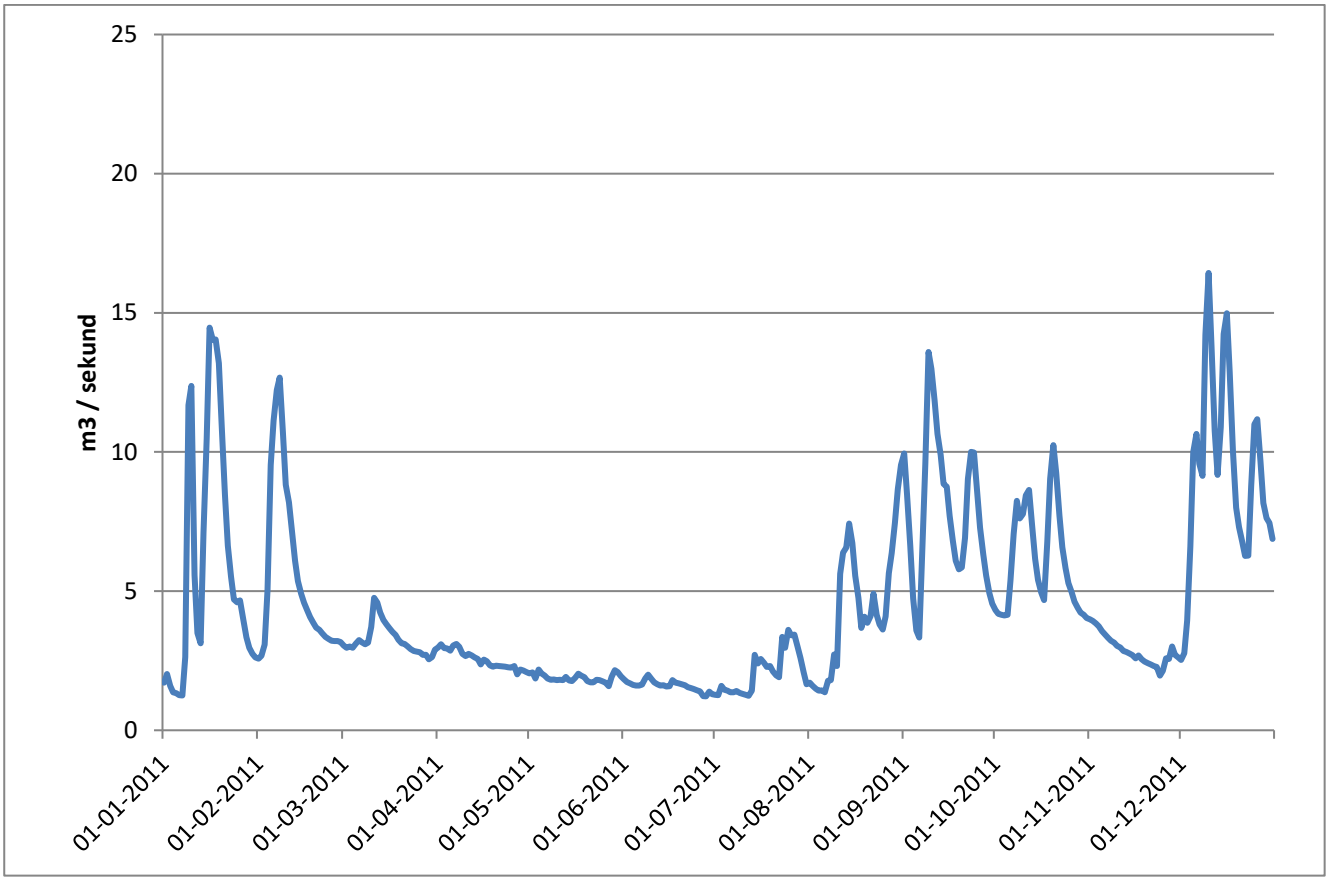
Daglig vandføring (m^3/sek) i Gram Å 2009 – 2012. Målingerne er fra station ved Nybølgård nedstrøms forsøgsstrækningen (Pers. comm. Erik Obel Jepsen, Naturstyrelsen, Gram 10-06-2014).



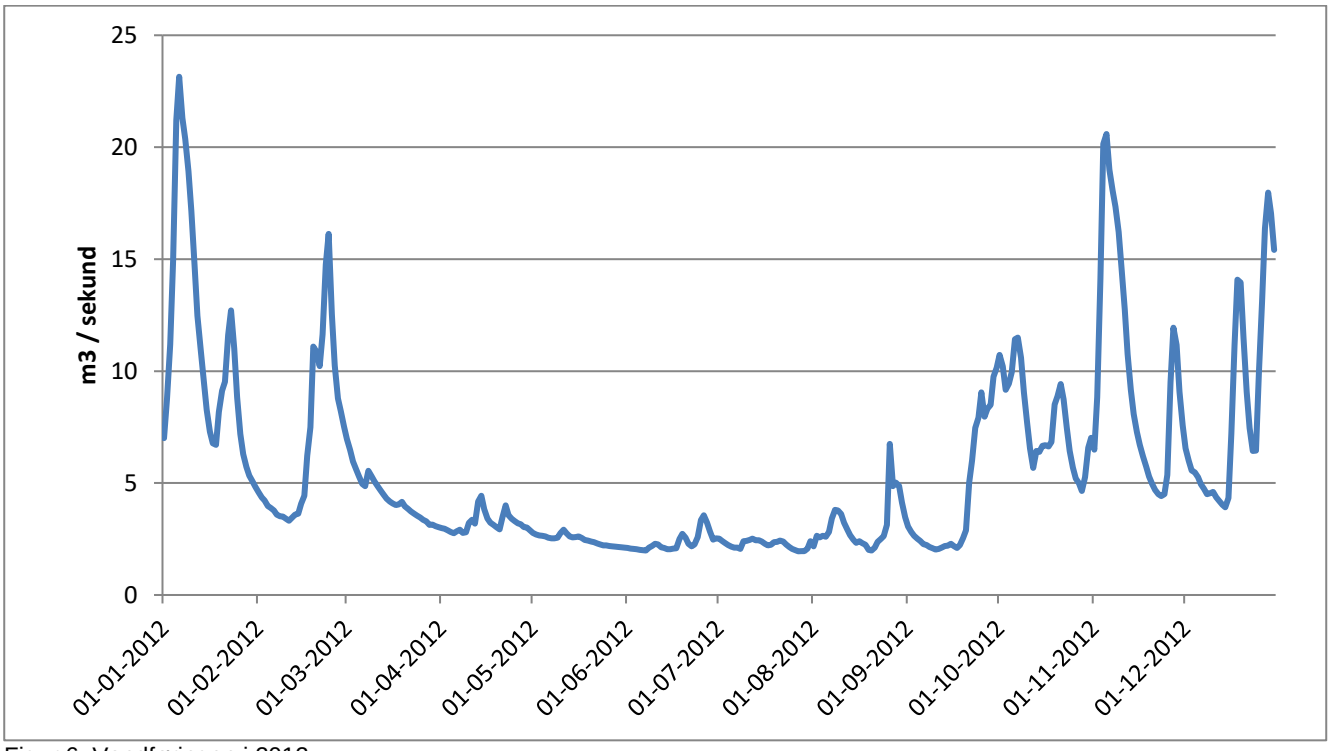
Figur 3: Vandføringen i 2009.



Figur 4: Vandføringen i 2010.



Figur 5: Vandføringen i 2011.



Figur 6: Vandføringen i 2012.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Vejlsøvej 39
8600 Silkeborg
Tlf: 35 88 33 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk